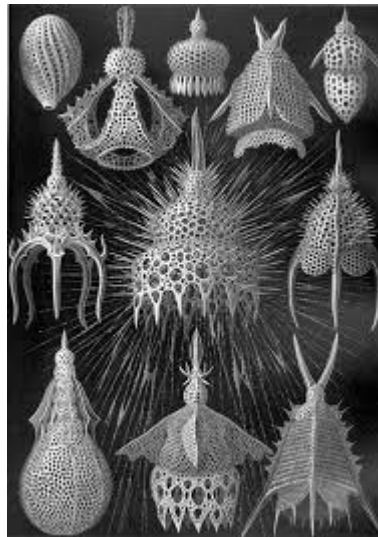


Pedro Manuel de Carvalho Palma Ruivo
Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

Análise de risco para cultura de moluscos bivalves na costa continental de Portugal: *Blooms* de Algas Tóxicas (HAB)



Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente

Orientador: Prof. Doutor João Gomes Ferreira

Dezembro de 2017

Direitos de cópia

“Análise de risco para cultura de moluscos bivalves na costa continental de Portugal:
Blooms de Algas Tóxicas (HAB)”

Dissertação com vista à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, de Pedro Manuel de Carvalho Palma Ruivo. “Copyright” em nome do autor, da FCT/UNL e da UNL.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objectivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

Agradecimentos

Uma vez terminada esta aventura extemporânea devo lembrar as pessoas que me rodearam ao longo destes anos em que cursei na Faculdade de Ciências e Tecnologia – UNL.

Antes de todos e sem o qual não teria aqui chegado agradeço ao meu orientador professor João G. Ferreira, toda a colaboração, ensinamentos, avisos, rigor e paciência, muita paciência que conseguiu ter para comigo.

Agradeço à generalidade dos professores da faculdade mas lembrando aquele que me marcou de modo particular, refiro o professor José Maria do departamento de matemática.

Agradeço aos amigos e especialmente ao Hernâni e ao Emílio.

Agradeço à minha família com uma referência expressa ao meu pai e mãe, à minha irmã e à Ana Maria.

Resumo

Esta dissertação tem como objectivo principal a análise da distribuição temporal e espacial dos afloramentos (*blooms*) de algas tóxicas ao longo da costa portuguesa, procurando mostrar de que forma este fenómeno afecta a actividade económica e quais os seus impactos sociais e ecológicos na zona costeira.

Com base nos dados disponibilizados pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) relativos às análises de biotoxinas feitas em moluscos bivalves, foi elaborado um conjunto de mapas que relacionam as espécies afectadas pelas toxinas com a localização espacial das algas, os períodos de tempo em que tal ocorre e o tipo de toxina presente. Identificaram-se as espécies mais atingidas, estabeleceram-se os seus diferentes graus de susceptibilidade às toxinas e cruzou-se esta informação com a distribuição das algas tóxicas pelas diferentes zonas de produção de bivalves ao longo do ano.

Os resultados sugerem uma possível afetação de certos moluscos bivalves em determinadas zonas e alertam para a necessidade de uma escolha criteriosa da espécie para cultura em localizações que possam ser afectadas pelos afloramentos de algas.

Este trabalho analisa e avalia as presumíveis consequências de *blooms* de algas tóxicas para a aquacultura de bivalves. São sugeridas medidas para a promoção de maior eficiência económica e maior segurança alimentar, propondo-se igualmente uma reconfiguração da produção em algumas das zonas de aquacultura na costa portuguesa.

Palavras-chave: algas tóxicas, bivalves, *blooms*, costa portuguesa, mapa de risco, aquacultura

Abstract

This dissertation aims to analyse the temporal and spatial distribution of toxic algae along the Portuguese coast, seeking to show how this phenomenon affects coastal economic activities, as well as discerning its social and ecological impacts.

Based on the data provided by the Portuguese Institute of the Atmosphere and Sea (IPMA) regarding biotoxin analysis carried out on bivalve molluscs, a set of maps was developed relating the species affected by the toxins with the location of the algae, also taking into account the periods of time in which this process occurs and the specific toxin present. In a second phase, the species most affected were identified and their varying degrees of susceptibility to the toxins established. In a subsequent temporal analysis, this information was compared with the distribution of toxic algae by different bivalve production zones throughout the year.

The research suggests a possible relation between the bloom of toxic algae on the Portuguese coast and the toxic effects on aquaculture bivalve molluscs, therefore highlighting the necessity for a criteria-specific selection of species for culture in locations affected by the algae outcrops.

This body of work analyzes and evaluates the consequences of toxic algae blooms for the aquaculture of bivalves. Subsequently, it suggests measures that seek to promote greater economic efficiency and food security, also proposing a reconfiguration of production in some of the areas in which aquaculture is taking place on the Portuguese coast.

Key words: toxic algae, bivalves, blooms, Portuguese coast, risk-maps, aquaculture

Índice

Resumo.....	v
Abstract	vii
Índice.....	ix
Lista de Figuras e Gráficos	xi
Lista de Tabelas.....	xiii
Lista de Acrónimos.....	xv
1 Introdução	1
1.1 Algas tóxicas.....	1
1.2 Toxinas em Portugal	7
1.3 Estado da arte	13
1.4 Aquacultura.....	17
1.5 Aquacultura portuguesa	19
1.6 Objectivos	23
2 Metodologia.....	25
3 Resultados e Discussão.....	31
4 Conclusões.....	51
5 Anexos	55
6 Referências	59

Lista de Figuras

Figura 1.1. Cianobactérias. Fonte Google: utilização não comercial	4
Figura 1.2. Diatomáceas: fóssil à esquerda e colônia à direita. Fonte Google: utilização não comercial	5
Figura 1.3 - Exemplos de Dinoflagelados. Fonte Google: utilização não comercial	5
Figura 1.4 - Correntes marítimas no Oceano Atlântico. Fonte: IGEO, Instituto Geográfico Português. Adaptado	7
Figura 1.5 - Ocorrências da toxina DSP nas águas costeiras europeias de 1991 a 2000. Fonte: FAO 80	9
Figura 1.6– Ocorrências da toxina ASP nas águas costeiras europeias de 1991 a 2000. Fonte: FAO 80	10
Figura 1.7 - Ocorrências da toxina PSP nas águas costeiras europeias de 1991 a 2000. Fonte: FAO 80	11
Figura 1.10 - Multidisciplinaridade dos estudos sobre HAB.....	13
Figura 1.8 - Mandala de Margalef - Nutrientes e Turbulência. Adaptado da Creative Commons license	13
Figura 1.11 - Causas para maior número de HAB	14
Figura 1.12 - Captura de pesca e produção da aquacultura (tonelada/ano). Fonte: FAO 2016 .	18
Figura 1.13 - Mapas TICOR e IPMA. DR	20
Figura 1.14 - Ernst Haeckel Kunstformen der Natur (1904) plate 55 Bivalvia. Domínio Público.	21
Figura 1.15 - Produção de bivalves de aquacultura em 2014 (toneladas)	22
Figura 2.1 - Calendário do IPMA com informação diária do nível de interdição e espécie afectada (ZPB – L6, 2017) Fonte: IPMA, transformado.....	26
Figura 2.2 - Excerto de calendário resultante da transformação do calendário diário fornecido pelo IPMA	27
Figura 3.1 – Gráfico com percentagem de excedências agregadas (2014 - 2017), espécies e toxina DST.....	33
Figura 3.2 - Gráfico com percentagem de excedências agregadas (2014 - 2017), espécies e toxina ASP.....	33
Figura 3.3 - Gráfico com percentagem de excedências agregadas (2014 - 2017), espécies e toxina PSP	33
Figura 3.4 – Gráfico com as ZPB com mais de 10% de análises em excesso ao limiar regulamentar	34
Figura 3.5 - Percentagem de amostras analisadas e com excesso regulamentar, por ZPB das zonas do Litoral e por ano	35
Figura 3.6 - Percentagem de amostras com excesso regulamentar de DST, por ZPB das zonas Estuarino-Lagunares na zona norte	36
Figura 3.7 - Percentagem de amostras com excesso regulamentar de DST, por ZPB das zonas Estuarino-Lagunares na zona centro	36
Figura 3.8 - Percentagem de amostras com excesso regulamentar de DST, por ZPB das zonas Estuarino-Lagunares na zona centro	37
Figura 3.9 – Gráfico da dispersão das principais espécies relacionados com o excesso reportados de DST	44

Figura 3.10 – Gráfico com excessos de DST (≥ 160 AO $\mu\text{g/kg}$) no mexilhão (2014 - 2017) com leiteiros de zonas de produção	45
Figura 3.11 – Gráfico com excessos de DST nas amêijoas (2014-2017) com leiteiros a identificar a espécie.....	45

Lista de Tabelas

Tabela 1.1 Microalgas e seus elementos químicos preponderantes	4
Tabela 1.2 - Espécies mais comuns como produtoras de tóxicos na costa continental portuguesa	12
Tabela 1.3 - Vendas da aquacultura no mercado nacional e internacional, por tonelada, ano 2014. Fonte: INE/portal.....	23
Tabela 2.1 - Excerto de uma folha mensal publicada pelo IPMA	28
Tabela 3.1 - Resumo das interdições decretadas pelo IPMA para as zonas Litorais do continente (Janeiro de 2013 a Junho de 2017)	31
Tabela 3.2 - Percentagens globais das toxinas por ano	32
Tabela 3.3 - Total do número de semanas interditas por ano para as 39 ZPB, por toxina	32
Tabela 3.8 - ZPB em excesso ao limiar regulamentar da toxina ASP e PSP	34
Tabela 3.9 - Número de interdições semanais por presenças de DST e PSP.....	38
Tabela 3.10 - Número de semanas de interdição por ZPB e ano. 1ª (ELM a L8) e 2ª parte (L9a VT1)	39
Tabela 3.11 - Zonas de produção e semanas interditas por DST entre Agosto de 2014 e Junho de 2017.....	40
Tabela 3.12 - Percentagem de amostras positivas em algumas das zonas de produção para quatro das espécies	42
Tabela 3.13 - Conjugação ZPB /espécie, sem análises positivas nas 151 semanas	43

Lista de Acrónimos

ASP	Toxina amnésica
AZA	Azaspirácido
AZP	Toxina de azaspirácido
C-CTX	Ciguatoxina do Caribe
CE	Comissão Europeia
CEFAS	Centro de Ciências do Meio Ambiente e da Aquicultura
CFP	Toxina Ciguatera
CPR	Registro Contínuo de Plancton
CTX	Ciguatoxina
DA	Ácido Domóico
DAP	Envenenamento por Ácido Domóico
DGOM	Modelo Verde Oceânico Dinâmico
DGRM	Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos
DMS	Dimetil sulfureto(CH ₃) ₂ S
DSP	Envenenamento diarréico
DST	Toxina diarrética
DTX	Dinofisistoxina
ESA	Agência Espacial Europeia
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
GeoHAB	Ecologia Global e Oceanografia de Florações de Algas Nocivas
GNTX	Goniautoxina
GTX	Gambiertoxina
HAB	Florações de Algas Nocivas
IFREMER	Instituto Francês de Pesquisa para Exploração do Mar
IGEO	Instituto Geográfico Português
INE	Instituto Nacional de Estatística
IPCC	Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas
IOCCG	Grupo de Coordenação Internacional da Côr Oceânica
IPMA	Instituto Português do Mar e da Atmosfera
MAMAOT	Ministério da Agricultura, da Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território
MSFD	Directiva Quadro da Estratégia Marinha
MSP	Planeamento Espacial Marítimo
MTX	Maitotoxina
NASA	Administração Nacional Aeronáutica e Espacial
NSP	Toxina neurológica
OA	Ácido Ocadáico
OC_CCI	Iniciativa da Alteração Climática e da Côr Oceânica
OCDE	Organização de Cooperação e Desenvolvimento Económico
PTX	Palitoxina
P-CTX	Ciguatoxina do Pacífico
PEAP	Plano Estratégico para a Aquicultura Portuguesa
PFT	Tipo Funcional de Fitoplâncton
POAMAR	Plano de Ordenamento para a Aquicultura Marinha da Região Autónoma da Madeira
POEM	Plano de Ordenamento do Espaço Marítimo
PSC	Classes Dimensionais de Fitoplâncton
PSP	Toxina paralisante
PTX	Pectenotoxina

PTX2SA	Pectenotoxina-2 seco ácido
STX	Saxitoxina
TICOR	Tipologia e Condições de Referência
UE	União Europeia
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
YTX	Yessotoxina
ZPB	Zona de Produção de Bivalves

1 Introdução

Accurate data for supply and demand of aquatic products are required for improved policy decisions. The challenge resides in providing managers with a synthesis of the detailed information produced by researchers, with the accepted risk of forfeiting some degree of detail (Elliott, 2002; Ferreira et al., 2006).

1.1 Algas tóxicas

A dinâmica oceânica origina naturalmente e numa sazonalidade identificada, os *blooms* costeiros de algas, conhecidos por “spring blooms”.

Os *blooms* de algas nocivas ou tóxicas – harmful algal blooms (HAB) são florescências de algas microscópicas (diatomáceas e dinoflagelados, entre outras) que podem manter-se na zona iluminada da coluna de água (fitoplâncton) ou fixarem-se ao sedimento (i.e. fitobentos) (Kudela *et al.* 2015). Quando sintetizam biotoxinas, a sua toxicidade pode entrar na cadeia alimentar e ser causa de morte de peixes, aves marinhas, mamíferos marinhos e outras espécies (Hallegraeff, 1993), representando também uma ameaça para a saúde pública. Nos dias de hoje o seu impacto económico não é facilmente quantificável dado a diversidade de sectores sociais que impactam (GEOHAB, 2001; Raitsos et al 2008; Kudela et al. 2015) ao gerarem:

- Risco para a saúde pública
- Perdas económicas de recursos marinhos naturais ou cultivados
- Prejuízos no turismo e actividades relacionadas com a zona costeira
- Danos nos recursos marinhos não comerciais e vida selvagem (i.e. hidrosfera),

Não haverá zona costeira que não seja afectada por HAB (Anderson 2009). Registos fósseis de espécies coincidentes com as presentes nos actuais *blooms* costeiros, confirmam a sua precedência à existência humana (Hallegraeff *et al.*, 2004).

A novidade das recentes décadas é uma maior frequência e expansão geográfica (Hallegraeff, 1993; Anderson, 1997), e também uma diversificação de espécies tóxicas (Bushaw-Newton e Sellner, 1999).

Os problemas temporários e/ou irreversíveis na saúde humana como paralisia muscular, problemas gastrointestinais, perda de memória e até morte são motivos para as autoridades proibirem a captura de espécies marinhas para consumo humano, por significarem perigos para a saúde e encargos com o tratamento médico para a população exposta às toxinas (Hallegraeff, 1993; Anderson 2009).

As perdas económicas mais significativas relacionam-se com a pesca e a aquacultura, por interdições regulamentares das autoridades sanitárias sobre a colheita de organismos, o que afecta o rendimento económico dos agentes da actividade. Outros prejuízos que advêm são os relacionados com o turismo e actividades costeiras relacionadas, a saúde dos ecossistemas e suas cadeias alimentares; conjunto de impactos negativos que exigem uma atenção especializada de cientistas e grupos de trabalho (GeoHAB 2001).

Os HAB não podem presentemente ser eliminados ou bloqueados (Kudela et al., 2015), nem dispomos de informação suficientes sobre os mecanismos que regulam os fenómenos HAB em nenhuma espécie de algas; por ora, implementar controlos específicos para um HAB específico ainda não é possível. Por exemplo, mesmo no caso das diatomáceas sobre os quais temos um conhecimento histórico dos seus *spring blooms*, como a sua função no ecossistema ainda não está perfeitamente clarificada, não podemos comprovar que controlar/manipular o bloom seja uma resposta ecológica desejável (Bushaw-Newton e Sellner, 1999a), embora na perspectiva humana seja evidente a sua conveniência.

As consequências potencialmente negativas que os HAB originam só poderão ser geridas pela mitigação de danos (Kudela et al., 2015). No entanto, é possível monitorizar as ocorrências passadas e presentes, e com esses dados desenvolver modelos matemáticos que aportem fiabilidade à previsão, fornecendo informação de grande utilidade para minimizar os efeitos negativos dos HAB (GeoHAB 2001).

Os HAB manifestam-se de modos diferentes, tanto permanecem durante alguns dias como se mantêm por meses, e/ou, desaparecem e reaparecem (Kallee, 2002).

A densidade de um *bloom* de algas pode ser suficientemente elevada e extensa que ao cobrir o fundo de toda uma região “extermina” outros biotas, assim como cria um ambiente desprovido de oxigénio; situação de anóxia que resulta da elevada taxa de decomposição orgânica da biomassa inicialmente presente na massa de água (Bushaw-Newton e Sellner, 1999a).

Os HAB também têm uma origem humana, como é característico da era do Antropoceno em que nos situamos. Nas zonas costeiras as actividades humanas contribuem para a poluição ao adicionar quantidades de carga orgânica através dos efluentes industriais, agrícolas e domésticos para as águas costeiras. Isto provoca um aumento de nutrientes nas massas de água, bem como alterações na razão de Redfield, o que favorece uma maior frequência de *blooms* de determinadas espécies de algas (Anderson 2009). Também origina uma baixa qualidade das massas de água e interfere com uma dispersão geográfica de espécies nas proximidades dos continentes por meio de descargas das águas de lastro dos navios em trânsito intercontinental (Hallegraeff, 1993; Kudela et al. 2015). As boas condições ecológicas das massas de

água poderão ser repostas se face à pressão, o seu impacto for atenuado por uma resposta que ocorra com uma alteração no comportamento humano, se este for causa identificada do fenómeno.

Bushaw-Newton e Sellner (1999a) referem que a expansão no uso de fertilizantes agrícolas representa um significativo vector para a promoção dos HAB, assim como a alteração da relação entre nutrientes com a descarga de fosfatos, pode originar condições limitantes de sílica o que favorece o surgimento de flagelados em detrimento de diatomáceas (Bushaw-Newton e Sellner, 1999a).

O Este da Ásia, e a China em particular, como maior produtor aquícola mundial (FAO, 2016), são o exemplo cimeiro quanto à expansão espacio-temporal de HAB e eutrofização, relacionadas com o uso massivo de fertilizantes químicos e alterações na densidade populacional (Zaixing et al., 2013).

A heterogeneidade dos eventos apenas partilha duas características: são causadas por microrganismos e têm um impacto negativo. Porém, nem todos os *blooms* de algas tóxicas implicam acumulações significativas de biomassa. Muitas espécies de HAB são tóxicas em baixas densidades (GEOHAB, 2001; Anderson, 2009).

Os *blooms* de algas com impacto mais negativo são geralmente causados por organismos fotossintéticos, “base” da cadeia trófica. Ocorrem também outros HAB constituídos por células heterotróficas, desprovidas de clorofila mas semelhantes na sua forma a algas microscópicas. Um *bloom* acontece quando algas ou células heterotróficas aumentam rapidamente a densidade da sua população e tornam-se dominantes na comunidade planctónica ou bêntica do local (Bushaw-Newton e Sellner, 1999).

Ao absorver a luz solar o fitoplâncton também interfere na modelação e distribuição de calor na camada superficial das massas de água oceânicas e nas trocas de energia entre o ar e a água (OC_CCI 2014). O aumento da temperatura da superfície da água do mar proporciona uma maior produção primária (Nair et al., 2008), mas também uma maior estratificação das águas e maior limitação de nutrientes com impacto significativo nos moluscos bivalves.

A taxa de crescimento e biomassa produzida resulta da conjugação de uma série de factores físicos, químicos e biológicos (luz, nutrientes, temperatura, salinidade, correntes, competição com outros organismos da cadeia trófica e predação). Segundo Quere et al. (2005), é aceite e muito utilizada como taxa genérica para o crescimento de fitoplâncton a 0°C, a taxa de 0,6/dia, estabelecida por Eppley, 1972 e Banse, 1991. Smayda (1997) refere que os dois principais grupos responsáveis pelos HAB (i.e. dinoflagelados e diatomáceas) têm significativas diferenças eco-fisiológicas, seja na vulnerabilidade à turbulência ou quanto à limitação de nutrientes, o que acrescenta imprevisibilidade à evolução dos *blooms* de clorofila identificados.

Por sua vez, o perfil da toxina em cada espécie de bivalve não é uniforme no tempo e difere de acordo com a espécie de microalga que a produziu (Botelho, M.J., et al 2015), o que, acoplado à complexidade da dinâmica biogeoquímica que ocorre nos oceanos, dificulta o estabelecimento de uma metodologia ou de um protocolo para previsão e controle do fenómeno tóxico em causa.

As Cianobactérias (filo Cyanobacteria), são espécies de fitoplâncton que utilizam o azoto atmosférico para o seu metabolismo, impactam no ciclo global do azoto e podem influenciar o equilíbrio global do clima e dos seus ciclos; responsáveis também pela presença do oxigénio na atmosfera terrestre. Apresentamos uma imagem microscópica (escala 20 μm) na Figura 1.1.



Figura 1.1. Cianobactérias. Fonte Google: utilização não comercial

Os quatro maiores grupos funcionais de fitoplâncton fossilizável (com toxinas incorporadas) são as diatomáceas, os dinoflagelados fotossintéticos, os Coccolitoforídeos e os Silicoflagelados.

Na Tabela 1.1 apresentamos algumas das algas mais frequentemente associadas a *blooms* e seus elementos químicos preponderantes.

Tabela 1.1 Microalgas e seus elementos químicos preponderantes

Grupo funcional	Elemento Químico	Dimensão
Diatomáceas	Sílica	micro (>20 μm)
Dinoflagelados	Sulfureto dimetil (DMS)	micro (>20 μm)
Haptófitas	DMS e Carbonato de cálcio	nano (2 - 20 μm)
Cianobactérias	Azoto	pico (<2 μm)

Fonte: (IOCCG 2016)

Apresentamos de seguida uma breve diferenciação dos dois grupos funcionais presentes nos *blooms* que afectam a nossa costa: diatomáceas e dinoflagelados.

Os *blooms* de primavera/verão têm como organismo dominante as diatomáceas. (Sathyendranath et al., 2004; Nair et al., 2008; Raitos et al., 2008) sendo a concentração de clorofila utilizada como proxy de diatomáceas, nestes eventos sazonais. O elemento químico preponderante nas diatomáceas é a sílica (Si) que incorpora a formação da parede celular e é responsável pela exportação de carbono

para o fundo dos oceanos pela rapidez de afundamento da célula (Raitsos et al., 2008) e da massiva sedimentação que ocorre no final dos *blooms* de primavera (i.e. *Spring blooms*), devido à depleção dos nutrientes. Na Figura 1.2 apresentamos exemplos de indivíduos, isolados e em conjunto.

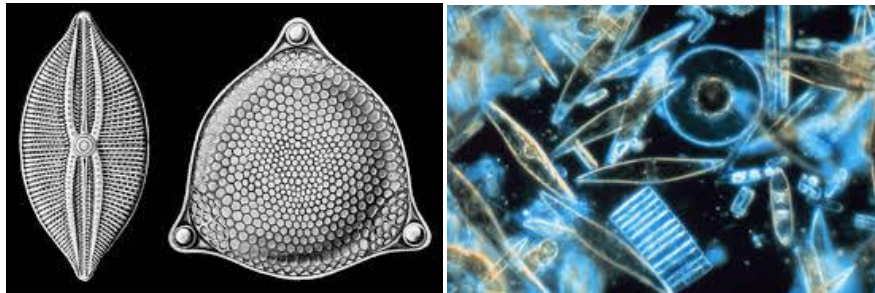


Figura 1.2. Diatomáceas: fóssil à esquerda e colónia à direita. Fonte Google: utilização não comercial

As diatomáceas são responsáveis por 20% do carbono fixado globalmente (Brewin et al. 2011), e, entre 25% segundo Raitsos et al. (2008) a 40% segundo Nair et al. (2008) da produção primária global e, também, pela transferência de energia para níveis superiores da cadeia alimentar marinha.

Os dinoflagelados são importantes produtores primários, mas menos “nutritivos” que as diatomáceas, e por vezes integram uma cadeia alimentar que culmina em organismos gelatinosos considerados final de cadeia trófica por não serem alimento de peixes ou outros organismos. (Verity and Smetacek, 1996). Existem espécies de dinoflagelados (e.g. Pirrófita) que são responsáveis pelas marés vermelhas devido à presença do pigmento piridina carotenóide; blooms que provocam efeitos estéticos e afectam as actividades ligadas ao turismo além da introdução de toxinas na cadeia alimentar com impactos nas pescas e aquacultura, mamíferos marinhos e saúde humana (Raitsos et al 2008). Temperaturas elevadas, baixa salinidade, um período chuvoso seguido de outro ensolarado de Verão são condições que frequentemente originam marés vermelhas. Exemplos de dinoflagelados na Figura 1.3.



Figura 1.3 - Exemplos de Dinoflagelados. Fonte Google: utilização não comercial

A presença tóxica nos organismos tem alguma especificidade como e.g. algumas espécies podem ter apenas uma fase do ciclo de vida com proteínas tóxicas, enquanto para outras, basta a interação com determinados parâmetros ambientais pode desencadear a produção de toxinas (Kallee, 2002).

As toxinas presentes nos HAB têm origem nos dinoflagelados que por vezes sucedem às diatomáceas na dominância do bloom (Kudela et al. 2015). As diatomáceas são causadoras da “Amnesic shellfish poisoning” (ASP), intoxicação que origina amnésia no ser humano devido ao ácido domóico que origina perturbações nos canais cálcio/sódio das células neuronais (Kudela et al. 2015).

As espécies de dinoflagelados que surgem isoladamente, ou em sucessão de dominância dentro de um bloom de diatomáceas, após estas precipitarem no bentos do oceano, são responsáveis por outras intoxicações (Anderson, 2009; Kudela et al. 2015) como *Diarrhetic Shellfish Poisoning* (DSP); *Paralytic Shellfish Poisoning* (PSP); *Neurologic Shellfish Poisoning* (NSP); *Azaspiracid Shellfish Poisoning* (AZP) e *Ciguatera Fish Poisoning* (CFP) (FAO 80, 2004).

O *bloom* pode ser encarado como fenómeno benéfico para a aquacultura dada a elevada concentração de células de fitoplâncton que o define. Quando o *bloom* é constituído por determinadas espécies podem ocorrer efeitos nocivos na cadeia alimentar, na saúde pública, nas actividades económicas da aquacultura, pesca e turismo. Distinguem-se três características diferenciadoras dos *blooms*.

- O *bloom* com espécies produtoras de toxinas tem impactos directos (e.g. mortalidade de peixes por efeito de ictiotoxinas - produzidas pelo protozoário ciliado *Ichthyophthirius multifiliis* cujas toxinas têm efeito na parede celular dos tecidos das brânquias dos peixes (Hallegraeff et al., 2004)) e indirectos (i.e. acumulação de toxinas na cadeia alimentar (Kallee 2002)). As toxinas presentes podem introduzir-se na cadeia alimentar e originarem perturbações neurológicas, gastrointestinais ou amnésicas. Estes blooms só raramente produzem alterações da cor da água do mar.
- Não transportando espécies tóxicas este *bloom* não provoca dano inicial no ecossistema e aporta à zona costeira um suplemento de alimento. Em casos extremos na fase final do *bloom*, ocasiona condições de diminuição de oxigénio (i.e. hipóxia) responsável pela morte de peixes e invertebrados
- O *bloom* que transporta uma elevada densidade de biomassa que não sendo tóxica é prejudicial para invertebrados e peixes, com impactos directos (e.g. irritação e atrofia das guelras de peixes) e indirectos (e.g. anóxia, produção de Dimetil sulfureto (DMS), roturas da cadeia alimentar) (Hallegraeff et al., 1995; Kallee 2002; Anderson 2009).

De referir ainda que, já em 1993 foi referenciado existirem mais espécies de algas tóxicas, maior densidade de toxinas nas algas, mais recursos de pesca afectados, mais disrupções na cadeia alimentar e mais perdas económicas do que alguma vez antes verificado (Anderson et al. 1993).

Resumindo outras conclusões da literatura, verificamos que os efeitos das toxinas com origem em algas, quando identificados, manifestam-se por intoxicações agudas. As intoxicações ligeiras escapam a uma identificação da sintomatologia, o que resulta num reduzido conhecimento sobre exposições episódicas às toxinas, ou, prolongadas no tempo e com baixo nível de toxicidade acumulada no indivíduo edível (FAO 80, 2004). Até agora apenas os dados sobre a toxicidade aguda, tanto em animais de laboratório quanto em humanos, estão disponíveis para a maioria das toxinas marinhas (FAO 80, 2004).

A mudança das condições ambientais espectáveis com as alterações no clima deverá originar uma maior frequência de certas categorias de HAB (Hallegraeff 2010).

As chuvas intensas e de curta duração provocam um aumento do volume de escurrências de matéria orgânica da massa continental para as zonas mais litorais, agravando o problema da carga orgânica nas águas costeiras (Bushaw-Newton and Sellner, 1999a; Hallegraeff et al., 1995).

1.2 Toxinas em Portugal

A zona costeira de Portugal continental é afectada pela dinâmica oceânica, sendo de referir que a circulação das massas de água superficiais no Oceano Atlântico Norte é dominada por um giro com cerca de 1 000 Km de diâmetro cujas correntes principais se apresentam na Figura 1.4. Estas correntes são determinantes na formação e evolução dos HAB.

O sistema de Correntes de Portugal caracteriza-se por um fluxo dominante de sentido Norte-Sul entre os 46°e 36° na latitude Norte, expandindo-se até aos 24° na longitude Oeste. Trata-se de um sistema complexo e de difícil definição espacial, devido às interações entre correntes costeiras e do largo, batimetria e massas de água (IGEO).



Figura 1.4 - Correntes marítimas no Oceano Atlântico. Fonte: IGEO, Instituto Geográfico Português. Adaptado

Oliveira et al. (2009) identifica o vento como agente forçador na afluência de *upwellings* (i.e. *blooms* de algas) ao longo do Verão na costa Oeste continental, cuja predominância de origem Norte promove condições propícias para o crescimento do fitoplâncton, sendo as diatomáceas normalmente o grupo dominante durante a fase de intensificação do evento.

O grupo de toxinas que são monitorizadas pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) na costa continental são as toxinas lipofílicas onde se incluem a DSP, as toxinas amnésicas (ASP) e as toxinas paralisantes (PSP), monitorização que segue a orientação da Comissão Europeia, EC Regulation 854/2004.

A regulamentação sobre produtos alimentares é preocupação das autoridades de todo o mundo. Ao estabelecer critérios e limites regulatórios para as toxinas marinhas, foi considerada a disponibilidade de dados e de métodos analíticos e também a regulação já existente em vários países (FAO 80, 2004).

As toxinas elencadas, mais à frente, ainda não foram referenciadas com presença significativa em águas da nossa costa, no entanto a identificação de CFP e/ou AZP já ocorreu, e é possível que no futuro estas toxinas surjam com maior frequência uma vez que as alterações climáticas deverão potenciar nos próximos anos a presença de toxinas até agora desconhecidas em latitudes mais elevadas (Philippart et al. 2011; Kudela et al., 2015).

- “Neurologic Shellfish Poisoning” (NSP) – caracteriza-se pela libertação de aerossóis tóxicos que originam fenómenos asmáticos em humanos. Foi considerada endémica do Golfo do México (FAO 80, 2004).
- “Azaspiracid Shellfish Poisoning” (AZP) - Apenas em anos recentes foi assinalada a diferença de sintomas desta neurotoxina relativamente à toxicidade identificada na DSP, por Satake *et al.*, 1998. O azaspirácido (apelidado Killary Toxin-3 ou KT3) foi identificado e o novo síndrome foi nomeado como *azaspiracid poisoning* (AZP). (FAO 80, 2004).
- “Ciguatera Fish Poisoning” (CFP) - A intoxicação por Ciguatera Foi relatado nas Índias Ocidentais por Peter Martyr de Anghera em 1511, nas ilhas do Oceano Índico por Harmansen em 1601 e nos vários arquipélagos do Oceano Pacífico por De Quiros em 1606. CFP é o tipo mais comum de intoxicação alimentar marinha em todo o mundo e, constitui um problema de saúde global com cerca de 10 000 a 50 000 doentes por ano (De Fouw et al., 2001; Lehane, 2000) (FAO 80, 2004).

Como assinala Vale (2011) registou-se uma presença crescente de biotoxinas habituais da zona tropical no sul da Europa, nomeadamente de Palitoxinas, Tetrodotoxinas e Ciguatoxinas; o que alguns cientistas chamam a “tropicalização do mediterrâneo” (FAO 80, 2004).

Pormenorizamos de seguida as toxinas frequentemente identificadas na costa continental portuguesa e o seu enquadramento na zona costeira do continente europeu.

- “Diarrhetic shellfish poisoning” (DSP) – As toxinas diarreicas são produzidas por dinoflagelados pertencente ao género *Dinophysis spp* e *Prorocentrum spp*, que sob condições ambientais favoráveis, desenvolvem-se e proliferam em grandes blooms de algas; são lipossolúveis que se acumulam nos tecidos gordos dos bivalves. As toxinas DSP são divididas de acordo com a estrutura química; um primeiro grupo onde se incluem as toxinas ácidas como o Ácido Ocadáico (AO) e suas derivadas, as chamadas toxinas *Dinophysis* (DTXs). Um segundo grupo de toxinas neutras, consistem em Poliéteres-lactones do grupo de Pectenotoxinas (PTX-2). O terceiro grupo inclui um Poliéter sulfatado e seus derivados, as Yesootoxinas (YTXs) (FAO 80, 2004).

No mapa da Figura 1.5 estão assinaladas as magnitudes das ocorrências de DSP nos países europeus com costa Atlântica durante a década de 90 do século passado.

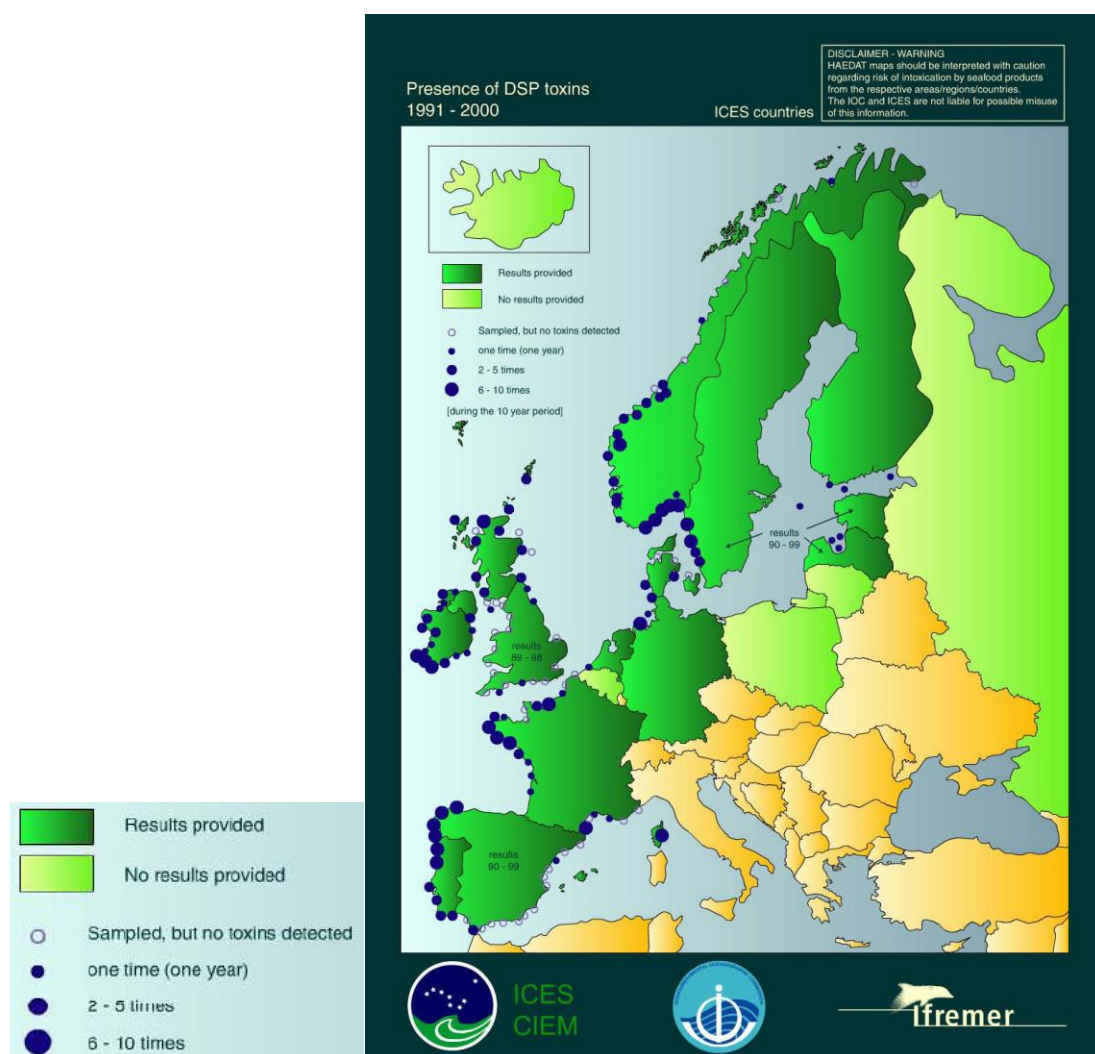


Figura 1.5 - Ocorrências da toxina DSP nas águas costeiras europeias de 1991 a 2000. Fonte: FAO 80

As toxinas DSP são monitorizadas em Portugal desde 1987, não tendo ocorrido nenhum envenenamento fatal. Níveis de 200 células.l⁻¹ de *Dinophysis sacculus* ou *D. acuta* são suficientes para contaminar os bivalves após um breve período de latência (FAO 80, 2004).

- “Amnesic shellfish poisoning” (ASP) – Nesta intoxicação a toxina responsável é um aminoácido que provoca a excitação do Ácido Domóico (AD) produzida pela espécie de Diatomácea *Pseudo-nitzschia pungens f. multiseries* (Hallegraeff, 1995). Os sintomas manifestam-se por dores abdominais, vômitos, desorientação e perda de memória temporária ou irreversível, resultado de uma despolarização neuronal que é provocada. (FAO 80, 2004). Segundo Bates et al. (1989) o vector de transmissão a humanos foi traçado em culturas de mexilhão (*Mytilus edulis*) (FAO 80, 2004).

Na Figura 1.6 estão assinaladas as magnitudes das ocorrências de ASP na Europa costeira.

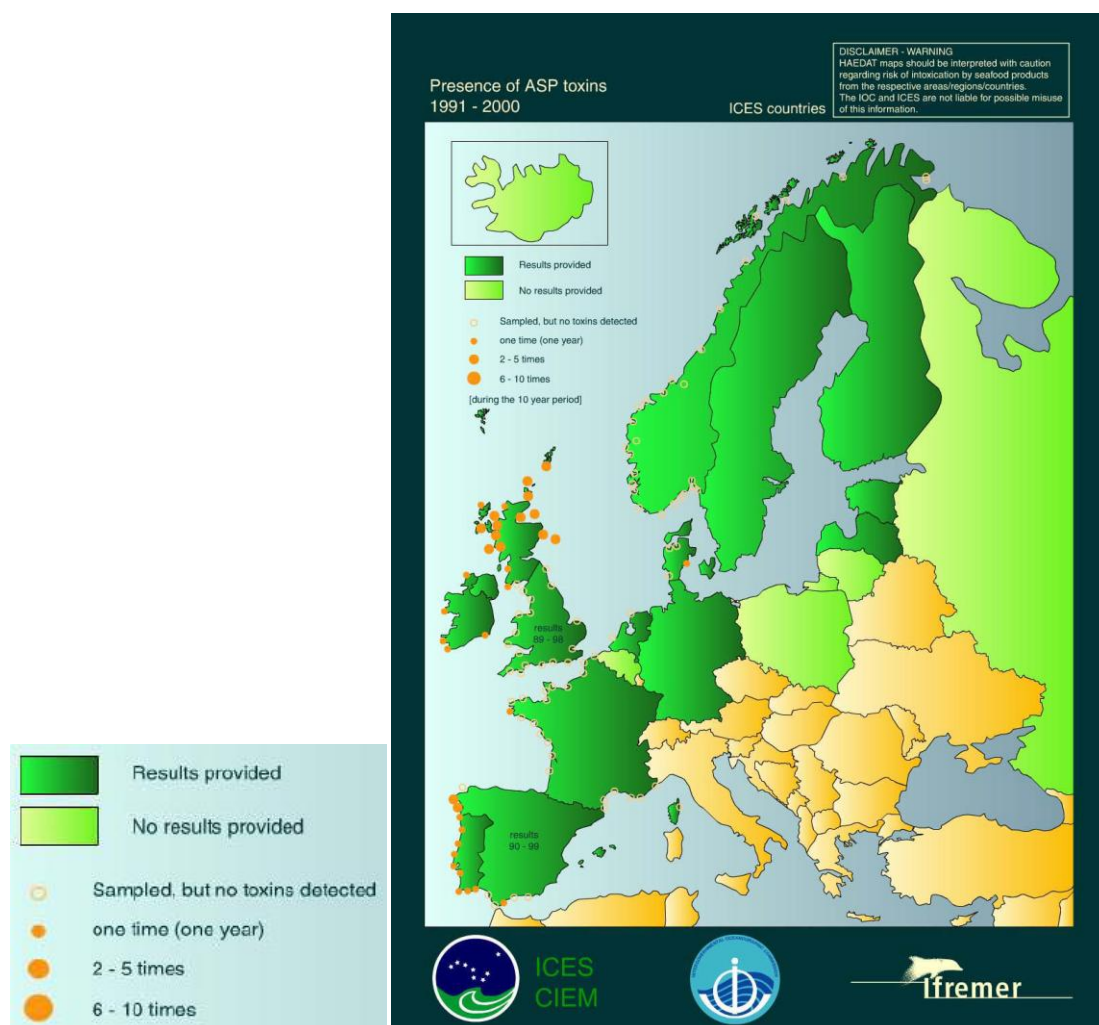


Figura 1.6— Ocorrências da toxina ASP nas águas costeiras europeias de 1991 a 2000. Fonte: FAO 80

A primeira ocorrência detectada em bivalves acima de 20 µg ácido domóico /kg foi em amêijoia lisa (*Callista chione*) em 1995 (EU-NRL, 1998). O limiar de referência regulamentar é <20 µg AD eq /kg tecido (AD – Ácido Domóico).

- “Paralytic shellfish poisoning” (PSP) – Os dinoflagelados pertencentes ao gênero *Alexandrium*, surgem em climas tropicais ou temperados e são os principais produtores de PSP. As toxinas PSP são compostas por um grupo de 21 Tetrahidropurinas análogas. A mais tóxica e a primeira a ser caracterizada quimicamente foi a Saxidomus giganteus, identificada no Alasca e que originou a designação Saxitoxina (STX) (FAO 80, 2004). A paralisia da musculatura respiratória torácica é a causa directa de morte por asfixia. São necessários entre 1 a 4mg de PSP para causar a morte. Os moluscos bivalves são o grupo identificado com maior sensibilidade à acumulação desta toxina, sendo que os mexilhões acumulam maiores níveis que as ostras sob idênticas condições biofísicas. (FAO 80, 2004). O limiar de referência regulamentar é <800 µg STX eq /kg tecido (STX – Saxitoxina).

Na Figura 1.7 estão assinaladas as magnitudes das ocorrências de PSP na costa europeia do Atlântico norte.

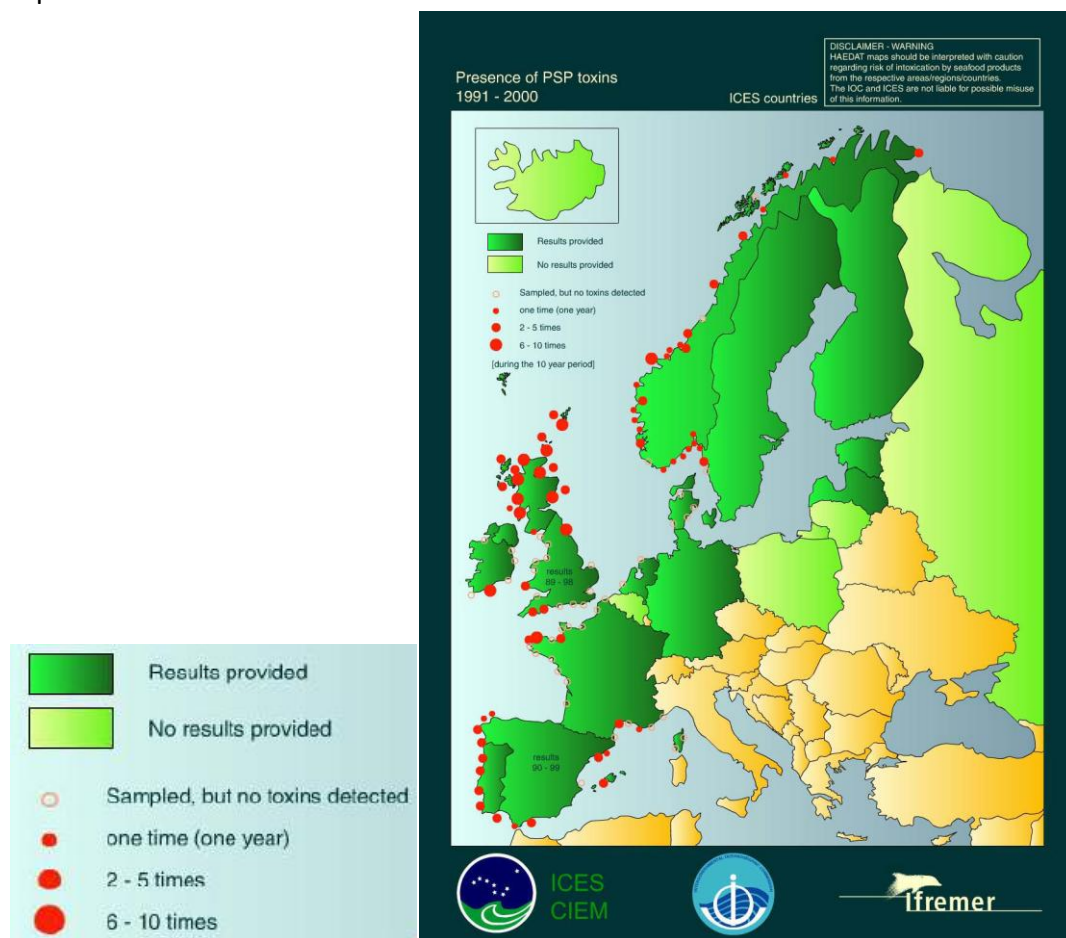


Figura 1.7 - Ocorrências da toxina PSP nas águas costeiras europeias de 1991 a 2000. Fonte: FAO 80

Entre 1986 e 1990 houve ocorrências de surtos PSP ao longo da costa portuguesa a norte do Cabo de Roca. Em 1991 não se registaram ocorrências, mas em 1992 apareceu novamente na costa norte e também na costa sul de Lisboa e ao longo da costa do Algarve em concentrações de 10^3 - $0,5 \times 10^4$ µg STX eq /Kg de tecido (FAO 80, 2004). Lembra-se que o limite regulatório estabelecido são 800 µg STX equivalente /Kg tecido.

Todas estas toxinas estão classificadas com propriedades promotoras de desenvolvimento de tumores humanos, resultado das proteínas que perturbam a actividade dos canais celulares de troca cálcio/sódio (FAO 80, 2004).

Os dados apresentados nas figuras anteriores foram produzidos pelo IFREMER, Instituto francês responsável pelo sistema nacional de monitorização, e que disponibiliza no seu arquivo os dados de toda a investigação produzida relacionada com as questões marinhas e marítimas. No Reino Unido o Centre for Environment Fisheries and Aquaculture Science (CEFAS) concentra toda a actividade relacionada com o planeamento espacial marítimo, investigação sobre espécies marinhas e segurança alimentar. Em Espanha, a Dirección General de Salud Pública, Calidad e Innovación, gere os programas de vigilância e prevenção de focos de algas tóxicas, que têm a execução da sua responsabilidade realizada pelos serviços das regiões autónomas e dos seus Centros Oceanográficos dependentes do Instituto Español de Oceanografía. Os organismos estatais referidos, publicam relatórios anuais dos seus programas de monitorização de biotoxinas e fitoplâncton, e caracterizam-se por realizarem uma política de disponibilização ao público da investigação científica realizada e dos dados em posse dos Estados, assumindo a Declaração de Berlin sobre *Open Access* (Berlin Declaration on Open Access to Knowledge in the Sciences and Humanities, 2003) movimento internacional para o acesso à documentação científica. Para Portugal, apresentamos na Tabela 1.2 um quadro-síntese das células que promovem as intoxicações (DSP, ASP e PSP) presentes na costa continental portuguesa, segundo o IPMA.

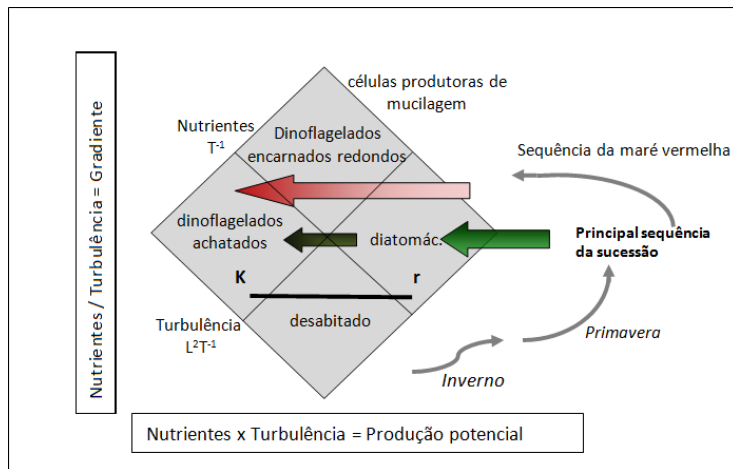
Tabela 1.2 - Espécies mais comuns como produtoras de tóxicos na costa continental portuguesa

Espécie	Grupo	Toxina
<i>Dinophysis spp</i> - <i>Lingulodinium spp</i>	Dinoflagelados	DSP
<i>Pseudonitzschia spp</i>	Diatomáceas	ASP
<i>Gymnodinium spp</i> - <i>Alexandrium spp</i>	Dinoflagelados	PSP

Fonte: IPMA

1.3 Estado da arte

A investigação sobre HAB surgiu como disciplina autónoma após a *First International Conference on Toxic Dinoflagellate Blooms* (LoCicero, 1974). Em 1979, Margalef apresentou uma mandala (Erro! A origem da referência não foi encontrada.) seminal para esta disciplina: apresenta a selecção de espécies geradoras de HAB e respectivos *blooms* como resultado de interacções entre a turbulência e a



concentração de nutrientes. Figura 1.8 - Mandala de Margalef - Nutrientes e Turbulência. (Margalef, et al 1979; Adaptado da Creative Commons license Smayda,1997; GeoHAB 2001; IOCCG 2016)

A imprevisibilidade das ocorrências HAB deriva da complexidade de factores que gera a movimentação das correntes oceânicas e também das funções biogeoquímicas dos diferentes grupos funcionais de fitoplâncton. A referida complexidade deu origem a um campo de estudo multidisciplinar (Figura 1.9) de

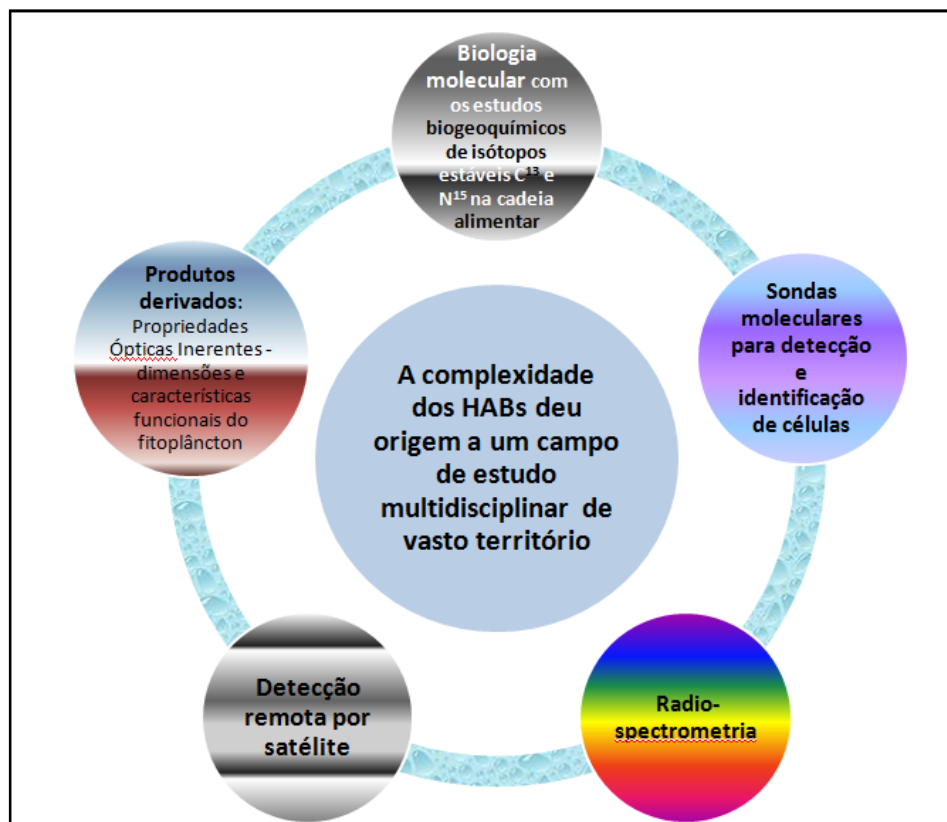


Figura 1.9 - Multidisciplinaridade dos estudos sobre HAB

vasto território seja a biologia molecular com os estudos biogeoquímicos de isótopos estáveis C¹³ e N¹⁵ na cadeia alimentar (Michener e Lajtha 2007), as sondas moleculares para detecção e identificação de células, a radiospectrometria (GeoHAB, 2001), a detecção remota por satélite (Raitso et al., 2008; Brewin et al. 2011) e produtos derivados como as Propriedades Ópticas Inerentes, ou a dimensão e características funcionais do fitoplâncton (Quéré et al., 2005; Brewin et al. 2011; Devred et al. 2011).

Outras áreas como a modelação numérica, a utilização da clorofila como *proxy* de fitoplâncton, testes rápidos *in situ* para identificação da toxina presente no organismo, modelos físico-biológicos de análise de eventos passados e previsão de futuros ou estratégias de mitigação de danos (Anderson, 2009), fornecem-nos a ideia da multidisciplinaridade que existe ao redor do fenómeno HAB e da necessidade de obter mais informação sobre o fenómeno, uma vez que nenhuma das disciplinas consegue ser sinóptica.

Entre a comunidade envolvida está estabelecida a importância da partilha do conhecimento entre as diferentes disciplinas e enfoques (AQUA-USERS,2014). Apenas a aplicação de múltiplas técnicas permitirá que se alcance uma compreensão dos factores biológicos, químicos e físicos reguladores da dinâmica dos HAB e seus impactos (GeoHAB, 2001). Os avanços alcançados só terão uma aplicação efectiva se o conhecimento adquirido com a monitorização dos HAB for partilhado com os agentes envolvidos na produção aquícola, ficando estes habilitados a decisões sob uma sólida informação estratégica (GeoHAB, 2001); como consequência desta assunção resulta a necessidade de cooperação entre os países.

A Organização das Nações Unidas ciente da complexidade do problema criou uma agência intergovernamental dedicada à coordenação de políticas entre os países, o *Intergovernmental Panel on Harmful Algal Blooms* (IPHAB) que se ocupa de gerir o conhecimento relativo às biotoxinas marinhas que afectam a cadeia alimentar (GeoHAB, 2001).

O incremento espacial e temporal de HAB, verificado ao longo das últimas décadas por todo o mundo, assim como a diversificação de espécies tóxicas envolvidas, tem quatro razões possíveis e identificadas (Hallegraeff e Bolch, 1992; Hallegraeff et al.,2004; Michener e Lajtha 2007; Anderson, 2009):

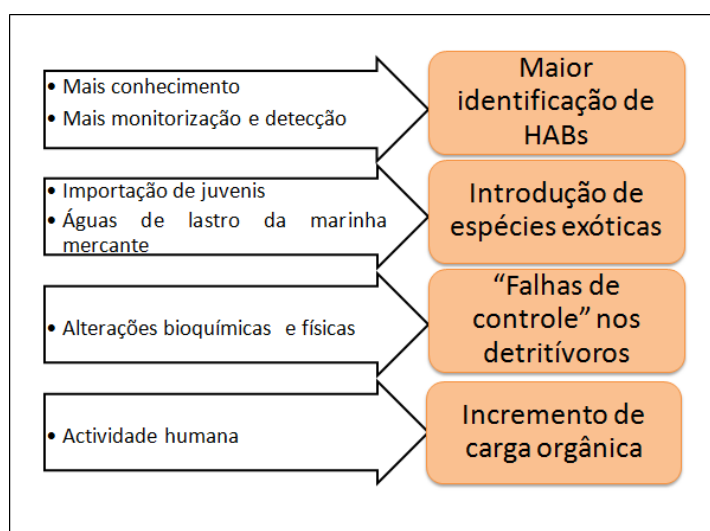


Figura 1.10 - Causas para maior número de HAB

- i) Mais conhecimento, ou seja, o esforço de monitorização e aprimoramento dos métodos de detecção, aumentou a identificação das ocorrências.
- ii) A introdução de espécies exóticas por via da aquacultura com importação de juvenis com origem noutras zonas do globo, e, por via da marinha mercante e das trocas de águas de lastro nos navios (Hallegraeff, 1993); também foi identificada uma similaridade genética de populações espalhadas pelos diferentes oceanos e regiões; dispersão que não se encontra explicada relativamente ao momento e à causa (Scholin and Anderson 1993).
- iii) A terceira razão relaciona-se com raspadores terem “falhas no controle” do crescimento das microalgas (Smayda 1997). O clima e os factores bioquímicos e físicos influenciam a capacidade dos raspadores regular a população de algas, sendo que as interacções entre os herbívoros e as espécies de algas parecem ser específicas (Chotiyaputta e Hirayama 1978). Os consumidores não reagem de modo uniforme às toxinas; há espécies que podem sofrer uma alteração no seu metabolismo enquanto outras podem não ser afectadas pela toxicidade dos HAB.
- iv) A quarta razão apontada é a humana: o incremento da carga orgânica devido às descargas de nutrientes e as alterações ao regime de escoamento de águas resultantes da actividade humana, originam blooms de algas. Deste factor antropogénico resulta o desenvolvimento de populações de dois tipos de algas: cianobactérias (Anderson et al. 1995) e as macroalgas (Valiela, 2015). Dois exemplos referidos por Bucair (2013) de situações complicadas criadas pelo ser humano são os ocorridos na Ásia, em Seto Inland Sea no Japão (Okaichi et al., 1989) e no porto de Hong Kong (Lamband Ho, 1989).

A recolha *in situ* de amostras não é utilizada apenas *per si*, serve também para construir a calibração dos algoritmos nas observações por satélite. Outras análises são utilizadas para a construção de bases de dados como a recolha contínua de fitoplâncton (Continuous Plankton Recorders - CPRs) realizada pelos navios nas rotas da marinha mercante, ou os sensores aéreos ópticos como os radiómetros e os espectrofluorómetros (Anderson, 2009).

As imagens de satélite foram utilizadas desde que a comunidade científica teve interesse na monitorização e detecção atempada dos HAB (FAO 80, 2004). A radiometria de côm ao oceano, a partir da observação espacial, é calibrada com as adequadas correcções, para inferir variações espectrais na reflectância da superfície do mar, na parte visível do espectro eletromagnético (OC_CCI (2014c).

A detecção óptica de elevadas concentrações de clorofila-a (*Chl-a*) pela imagens multiespectrais dos satélites SeaWiFS (NASA Ocean Color), MODIS (NASA-Aquae e NASA-Earth) e MERIS (ESA) fornecem um conjunto de dados que são articulados para a detecção *offshore* dos HAB (Kurekin et al 2014).

Devido às vantagens da amostragem espacial-temporal fornecida pela detecção remota via satélite, houve um esforço crescente para extrair informações sobre a estrutura do fitoplâncton baseado na reflectância da cor oceânica (IOCCG 17).

As imagens com a distribuição de clorofila são utilizadas para modelar a distribuição do calor no oceano e localizar as trocas de calor da superfície oceânica com a atmosfera (OC_CCI, 2014c). O aumento da temperatura da superfície da água do mar proporciona uma maior produção primária (Nair et al., 2008) mas também uma maior estratificação das águas e maior limitação de nutrientes com impacto significativo nos moluscos bivalves. No contexto das alterações climáticas a detecção remota contribui para o conhecimento do papel do fitoplâncton no ciclo de carbono global (Nair et al., 2008). A detecção remota por satélite uma vez que aporta dimensão espaço-temporal aos dados ajuda a compreender a dinâmica oceânica nos seus parâmetros físicos articulados com os acontecimentos biogeoquímicos que motivam os HAB (Brewin et al., 2011).

Na perspectiva biogeoquímica dos Oceanos, sabemos com o desenvolvimento do estudo sobre os tipos funcionais do fitoplâncton que os diferentes tipos de fitoplâncton diferem quanto à participação nos ciclos biogeoquímicos (e.g. calcificação, silicificação, fixação de azoto, produção de dimetil sulfureto) que regulam os oceanos e controlam o clima do planeta (Raitso et al., 2008; Anderson 2009).

A discriminação dos grandes grupos pode ser inferida tanto em relação ao tamanho da célula (*Phytoplankton Size Class* - PSC), quanto pela função biogeoquímica que desempenha (*Phytoplankton Functional Type* - PFT), verificando-se uma boa concordância entre tamanho de célula e grupo funcional (Brewin et al., 2011; Sieburth et al., 1978).

A nebulosidade, para a observação remota por satélite continua a ser um problema para a recolha de dados e a construção de mapas de risco pois existem frequentes interrupções espaciais e temporais nos dados (Kurekin et al 2014). A variabilidade e incerteza sobre “o que se vê”, justifica a análise de dados históricos fornecidos pelas observações *in situ* para inferir conclusões que poderão colmatar e complementar a falta de informação existente noutras metodologias de abordagem ao fenómeno HAB. Esta insuficiência também justifica o trabalho aqui apresentado.

No entanto, é de ressaltar que os algoritmos desenvolvidos não servem para uma utilização universal devendo ser parametrizados regionalmente de modo a adequar a sua eficiência (Bucair, 2013).

1.4 Aquacultura

As explorações de aquacultura, nomeadamente de moluscos bivalves têm a sua actividade fortemente condicionada pela ameaça que os HAB representam.

A aquacultura é uma actividade de produção de proteína para consumo humano referenciada desde o ano 2000 a.C. (Rabanal, 1988) e tem crescido de modo muito significativo nos últimos 50 anos, com um incremento a partir da década de 90 do século passado (FAO 2016). A pressão sobre a captura de organismos marinhos, uma vez que a captura de espécies selvagens atingiu o limiar da sustentabilidade na maioria das espécies destinadas a consumo humano (FAO 2016), é aliviada pela aquacultura uma vez que esta garante a disponibilidade de proteína animal, de modo mais eficiente (e.g. ciclo de produção mais curto), comparada com a realizada no continente com mamíferos ou aves, e com menores impactos ambientais (e.g. consumos de água para a produção de animais terrestres e a necessidade de ocupação de solo).

A Food and Agriculture Organization (FAO), organização das Nações Unidas, realizou em 1976 na cidade de Quioto uma Conferência Mundial sobre Aquacultura, onde aí se previa que nas décadas futuras a actividade viesse ganhar uma importância estratégica à escala global. A estratégia de Quioto foi a de introduzir conhecimento científico nas práticas tradicionais, difundir tecnologia aprimorada e formar quadros através da cooperação com países em vias de desenvolvimento (Pillay, 2001).

A aquacultura adquiriu um papel de crescente importância na economia global; com uma produção que há mais de quatro décadas ultrapassa o volume da obtida por captura, em Maio de 2013 a produção destinada exclusivamente ao consumo humano proveniente da aquacultura ultrapassou a quantidade obtida por captura no mar oceânico (FAO 2016). Assinala-se também que as culturas de produtos marinhos têm contribuído significativamente para a redução da pobreza nas zonas costeiras dos países em desenvolvimento e para a segurança alimentar global (Kurekin et al., 2014).

O risco associado a um investimento numa produção industrial é visto pelos investidores como elevado devido à imprevisibilidade sobre a ocorrência de fenómenos que colocam em causa a colheita de uma produção que se prolonga por um, dois, ou mais anos. Na Figura 1.11 apresenta-se um gráfico com a evolução da produção aquícola.

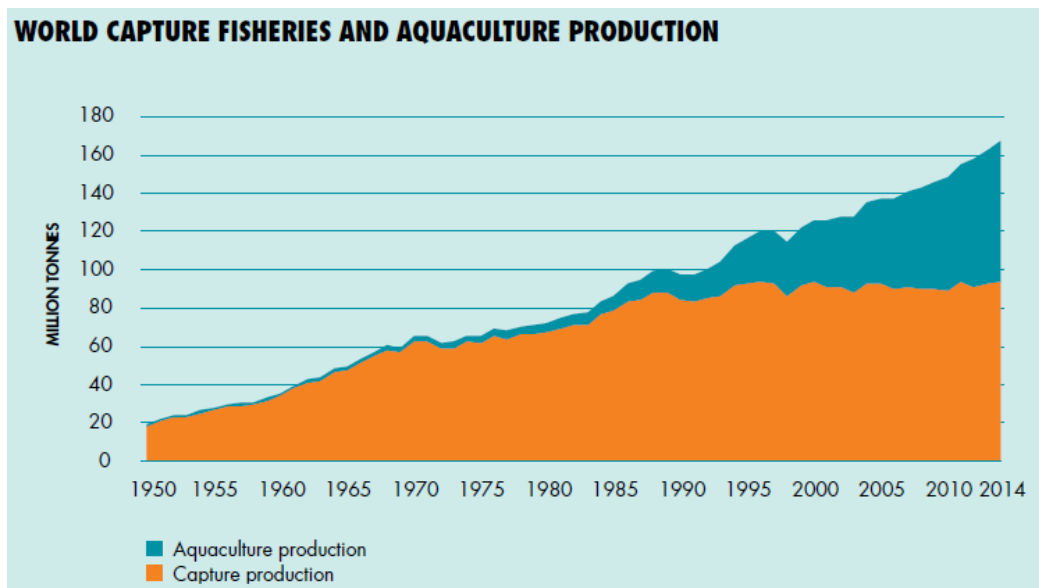


Figura 1.11 - Captura de pesca e produção da aquacultura (tonelada/ano). Fonte: FAO 2016

A par da necessidade de inovações tecnológicas na aquacultura que implicam um acréscimo de custos, também é útil identificar entre as espécies consumidas qual as que podem oferecer uma melhor resposta na optimização da produção dos aquacultores. Neste sentido, a existência de modelos que conjugam a fisiologia de bivalves com os factores ambientais conduziram à elaboração de modelos matemáticos de crescimento (Ferreira e Bricker, 2015) que respondem à questão referida.

Os *blooms* de colónias de algas nas zonas costeiras têm impactos directos e indirectos nos recursos de pesca, representam uma ameaça para peixes e aves marinhas, na aquacultura e em particular na produção de bivalves, na saúde pública e no turismo, colocando em risco a viabilidade das actividades económicas (Kallee, 2002; Oliveira et al, 2009; Chopin, 2011; Vale, 2011).

A eutrofização, que afecta particularmente as zonas costeiras, é definida na Directiva Europeia como um processo que resulta do enriquecimento com nutrientes, principalmente azoto e fósforo, das massas de água, conduzindo a um crescimento de produção primária e biomassa de algas, com uma consequente degradação da qualidade da água (MSFD, 2008/56/EC).

A sustentabilidade ambiental e neste particular a saúde dos organismos aquáticos, obriga a aquacultura a boas práticas ambientais que têm encontrado na estrutura productiva multitrófica, um sistema que possibilita uma redução drástica das externalidades negativas associadas à produção intensiva, como sejam a depleção de oxigénio por decomposição orgânica das fezes, e consequente impacto no benthos (Chopin, 2011). A pressão sobre o ecossistema é atenuada se existir uma conjugação entre a produção de peixes e a produção de bivalves, actuando estes como bio-

extractores/depuradores dos compostos orgânicos e inorgânicos resultantes da produção piscícola (Ferreira e Bricker, 2015).

Relevamos nos bivalves a sua importância no serviço prestado ao ecossistema ao curto-circuitar fenómenos de eutrofização; um dos reconhecidos serviços prestados na sua cultura, é o controlo “*top-down*” da eutrofização (Ferreira e Bricker, 2015).

A produção aquícola europeia teve um pico em 2000, ano em que atingiu 1,4 milhões de toneladas, estabilizando posteriormente nos valores já anteriormente registados com médias anuais de cerca, 1,2 milhões de toneladas. As principais espécies produzidas são o mexilhão (38% do volume total), truta (15%), salmão (11%) e ostra (7%) (EUMOFA, 2017). As espécies que têm maior valoração económica são o salmão seguido da truta e a larga distância, a ostra. Outras espécies como o robalo, a dourada e a amêijoas têm registado um aumento de produção (EUMOFA, 2017). Entre os Estados-Membros, a Espanha (22%), França (17%), Reino Unido (16%), Itália (13%) e Grécia (8,5%), são os principais produtores e representam cerca de 77% do total da produção aquícola. Em relação ao valor de produção, o Reino Unido com instalações localizadas na Escócia, que têm aumentado a sua tradicional produção de salmão por iniciativa de empresários noruegueses, é o país com maior rendimento (21%), seguido da França (19%), Grécia (13%) e Espanha (12%). Os moluscos bivalves (mexilhões, ostras e amêijoas) predominam em Espanha, França e Itália, enquanto na Grécia a produção baseia-se no robalo e na dourada (www.europarl.europa.eu). A Noruega extra comunitária diferencia-se no volume de produção com quase 1,4 milhões de toneladas anuais, maioritariamente, de salmão e truta (EUMOFA, 2017).

O desafio que se apresenta é o de orientar o crescimento da aquacultura para o mar aberto libertando as zonas costeiras, foz e baías do risco de contaminações microbiológicas por fungos e bactérias (Funge-Smith e Phillips, 2001).

1.5 Aquacultura portuguesa

Portugal tem uma média de consumo anual de pescado *per capita* de 55,9 Kg, cerca de 30 Kg superior à média europeia (EUMOFA, 2016). O Estado Português enquadrado com a Estratégia de “ Crescimento Azul” da União Europeia incentiva o desenvolvimento da aquacultura, um dos pilares da referida estratégia. Nesse sentido o Plano de Ordenamento do Espaço Marítimo (POEM) identificou e legislou sobre zonas do espaço marítimo português com potencial para o desenvolvimento da aquacultura, deste modo esperam os governantes portugueses o reforço do potencial económico de uma riqueza natural e um possível contributo para o Produto Interno Bruto nacional (PEAP, 2014).

Um estudo realizado em 2003, seguindo a Directiva Quadro da Água (2000/60/CE) quanto à gestão da água na Europa, caracterizou a tipologia dos corpos

de água continental focando-se em duas áreas da directiva: Águas de transição e Águas costeiras.

O objectivo do *Typology and Reference Conditions* (TICOR) foi o de propor um enquadramento para uma apropriada gestão costeira, propondo duas categorias com onze sistemas e 36 corpos de água para as águas de transição, e cinco categorias com oito sistemas e 24 corpos de água para as águas costeiras. O IPMA, organismo responsável pela gestão da qualidade da água, classifica as zonas atribuídas para o exercício da actividade aquícola em dois grupos de corpos de água diferenciados: as zonas Estuarino-Lagunares (28 zonas) e as zonas Litorais

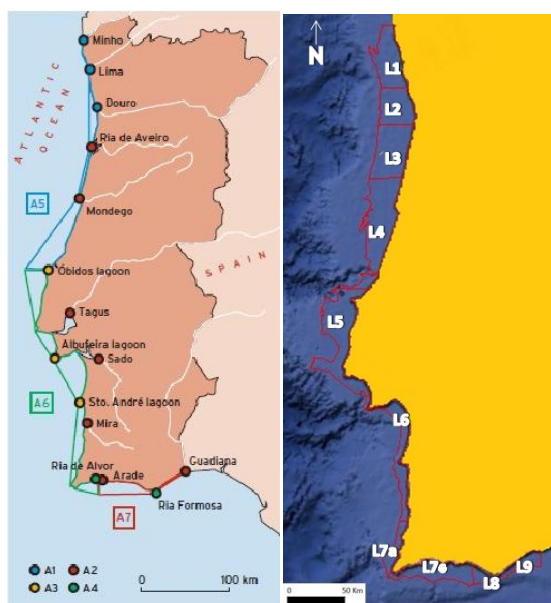


Figura 1.12 - Mapas TICOR e IPMA. DR

(11 zonas). Apresentamos na Figura 1.12 os mapas com a tipologia do Tigor e das zonas litorais do IPMA.

Neste trabalho utilizamos os dados obtidos do IPMA e apresentamos os resultados obtidos relativamente à presença de biotoxinas, num quadro comparativo entre a tipologia utilizada pelo IPMA com as 39 áreas classificadas e a caracterização da tipologia dos 60 corpos de água e as condições de referência pelágica apresentada no TICOR. Pensamos assim conseguir extrapolar mais informação quanto ao nosso propósito de caracterização do fenómeno HAB que afecta a costa continental e as suas massas de água.

O IPMA monitoriza a qualidade da água ao longo da costa, procede a análises periódicas do fitoplâncton presente na coluna de água, identifica os metais presentes, assim como procede a análises microbiológicas. Realiza também análises aos tecidos de moluscos bivalves identificando as espécies tóxicas presentes numa amostra de indivíduos de determinada área. A natureza sésil e a filtração da água pelos bivalves propiciam a acumulação de toxinas e facilitam a obtenção de dados utilizados para a prevenção de riscos para a saúde humana ao darem indicação sobre a qualidade da água.

Algumas espécies de microalgas desenvolvem a produção de biotoxinas indutoras de intoxicações agudas no ser humano. Os bivalves são o principal vector de intoxicação, resultado da acumulação de biotoxinas nos seus tecidos por meio da alimentação filtradora que os caracteriza (Bucair, 2013).

Os bivalves (i.e. classe Bivalvia) diferenciam-se em mais de 15 000 espécies de amêijoas, ostras, mexilhões, vieiras e outros membros do filo Mollusca; caracterizam-se por possuírem um exoesqueleto que protege o corpo mole do animal, dividido em duas metades no sentido frontal-traseiro da concha, mantidas unidas e articuladas por músculos adutores, (EB, 2017). Apresentamos exemplos da sua diversidade morfológica na Figura 1.13. O metabolismo dos bivalves é mantido por uma constante filtração de quantidades de água que entram na cavidade paleal e banham as brânquias onde ficam retidos os organismos fitoplanctónicos, outros microrganismos e as partículas orgânicas que se encontram em suspensão na coluna de água (IPMA/enciclopédia/pescas, 2017).



Figura 1.13 - Ernst Haeckel
Kunstformen der Natur (1904) plate
55 Bivalvia. Domínio Público.

Uma vez que o metabolismo é garantido pela filtração, esta é responsável pela acumulação tóxica que impregna os tecidos dos indivíduos, quando estes estão em presença de fitoplâncton portador de toxinas, como detalhamos de seguida.

“Nas espécies que se enterram no sedimento, as margens do manto estão unidas e a entrada e saída da corrente de água é feita através de dois sifões (um inalante e outro exalante). As partículas retidas são transportadas até à boca por um muco pegajoso, sendo depois digeridas ao longo do trato digestivo. Parte do material digerido concentra-se nalguns órgãos como, por exemplo, no hepatopâncreas, a glândula digestiva destes organismos. O material não digerido é eliminado na forma de fezes ou pseudo-fezes.”
(IPMA/enciclopédia₁/pescas, 2017).

A taxa de depuração da toxina depende da espécie e é também afectada por factores interrelacionados como a alimentação e filtração do bivalve, temperatura, salinidade percentagem presente de algas não tóxicas e outra matéria particulada (FAO 80, 2004)

A Aquacultura é uma actividade que se pode desenvolver em ambiente de água doce ou marinho. Em Portugal a competência do acompanhamento de cada uma daquelas sub-actividades está atribuída a organismos distintos. Assim, o licenciamento e acompanhamento da aquacultura em água doce é da competência da Direcção Geral de Recursos Florestais (DGRF) e da actividade desenvolvida em meio salobro ou

marinho é da competência da Direção Geral das Pescas e Aquicultura (DGPA), (DocMet 343, 2008).

Para enunciar os dados relativos à produção fazemos uma ressalva inicial, apontamos uma diferenciação entre a cultura de bivalves e respectiva colheita, da actividade espontânea de apanha de moluscos endógenos para posterior comercialização. São actividades económicas que se diferenciam pela escala empresarial de uns e unidades de economia familiar de outros. Os dados apresentados referem-se a estabelecimentos licenciados pelo Estado.

Dados relativos ao final do ano de 2014 referem a existência de 1 521 estabelecimentos licenciados em aquacultura para águas doces, salgadas e salobras (Estatísticas da Pesca 2015).

Estabelecimentos de Aquacultura: 1 521

Dimensão média: 3,1 ha

Moluscos bivalves: 45% da produção total
88,3% em viveiros

Na Figura 1.14 apresentamos um gráfico, relativo ao ano de 2014, com a tonelage da produção de bivalves em águas marinhas e salobras segundo dados publicados pelo INE e DGRM (Estatísticas da Pesca 2015).

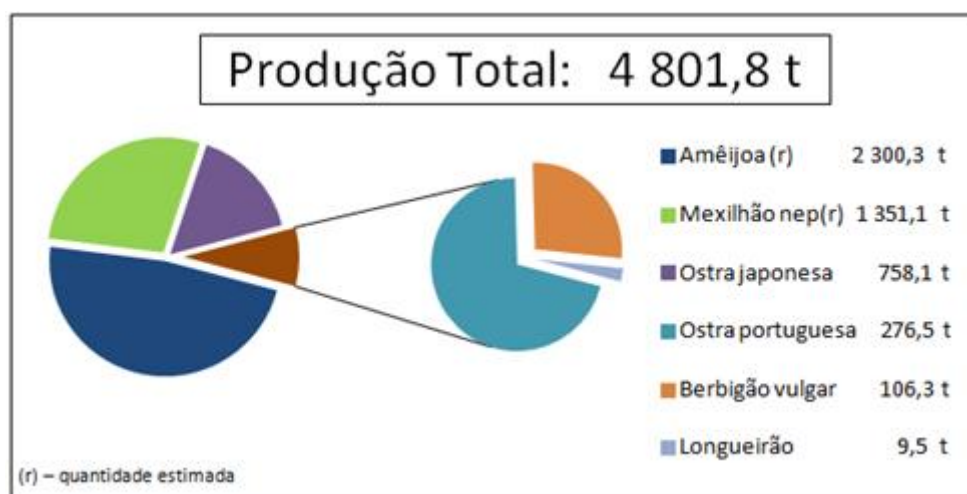


Figura 1.14 - Produção de bivalves de aquacultura em 2014 (toneladas)

A produção de ostras (1 085 toneladas) aumentou 36,6% em 2014 devido a um novo paradigma de investimentos que se tem vindo a verificar de norte a sul do país, em viveiros e em outros espaços que anteriormente estavam a ser utilizados para a produção de peixe (Estatísticas da Pesca 2015).

Apresentamos na Tabela 1.3, os valores económicos da produção segundo o destino comercial e respectivo valor.

Tabela 1.3 - Vendas da aquacultura no mercado nacional e internacional, por tonelada, ano 2014. Fonte: INE/portal

	Total		Mercado Interno		Mercado Externo	
	t	10 ³ €	t	10 ³ €	t	10 ³ €
Espécie						
Amêijoa (r)	2 254	18 401	2 252	18 382	2	19
Berbigão vulgar	265	68	263	65	2	4
Longueirão	6	17	6	17	—	—
Mexilhão nep(r)	409	330	223	203	186	127
Ostra japonesa	402	655	402	655	—	—
Ostra portuguesa	136	373	131	356	6	17
Ostra nep	284	816	278	784	6	31

(r) – quantidade estimada

Apresenta-se necessária uma nota: como se pode reparar, os quadros não têm informação absolutamente coincidentes entre os volumes de produção e o volume registado de vendas para idêntico ano, embora a fonte seja única (i.e. INE e DGRM). A origem dos documentos apresenta pequenas divergências das quais não conseguimos descortinar a causa uma vez que a identificação de quantidades estimadas apenas está referenciada para duas espécies; resta a hipótese de um escamoteamento dos dados da produção à autoridade fiscal.

1.6 Objectivos

Pretendemos perceber as dimensões temporais e espaciais do problema das ocorrências de blooms costeiros de algas tóxicas ao longo da costa continental portuguesa e como afectam a actividade económica, social e ecológica da aquacultura de bivalves na zona costeira.

O objectivo deste trabalho é a construção de um mapa de risco para os produtores de bivalves, possibilitando informação que suporte a implementação de programas para monitorização e gestão de HAB que incrementem a protecção à actividade dos aquacultores. Nesse sentido, tivemos necessidade, de com os dados disponíveis, construir tabelas estruturadas em função de diferentes variáveis.

Assim, os objectivos-chave são:

1. Caracterizar temporal e espacialmente os impactos tóxicos nos bivalves cultivados, ou apenas colhidos, na costa continental.
2. Avaliar as semanas de interdição relativamente a cada espécie e área de exploração, e estimar os prejuízos económicos, sociais e ambientais que decorrem.
3. Realçar a importância das diferentes metodologias no estudo do fenómeno HAB se interligarem e incorporarem os conhecimentos desenvolvidos e as conclusões obtidas pelas outras metodologias.
4. Propor uma reorganização espacial da produção e incorporar as semanas caracterizadas por interdições à actividade, nos planos de produção dos aquacultores. Sugerir a conveniência de uma reconfiguração do sector e das associações entre as áreas e as espécies em produção.

De modo mais geral, propomo-nos contribuir para um apoio à tomada de decisão na gestão das interdições que implicam com a aquacultura de bivalves. Estudar as características espaciais e temporais das ocorrências HAB será fulcral para desenvolver planos de monitorização e gestão que possibilitem uma minimização de danos (Zingone e Enevoldsen, 2000). Objectivos que só serão possíveis por meio de uma cabal compreensão dos pontos críticos da ocorrência dos HAB.

O estudo do fenómeno HAB permitirá aos cientistas preverem a sua ocorrência e também um domínio sobre a sua frequência e densidade e como estas se relacionam com as alterações, da pluviosidade, da temperatura da água e do regime de ventos, que têm sido identificadas no clima da Terra. (GEOHAB 2001).

2 Metodologia

O trabalho aqui apresentado alicerça-se nos dados disponibilizados pelo IPMA através do seu portal de internet, onde constam os resultados das análises realizadas a moluscos bivalves de diferentes espécies, cultivadas ou endógenas, presentes na costa continental portuguesa. Os dados sobre os arquipélagos da Madeira e dos Açores não se encontram disponibilizados ao público e a aquacultura daquelas regiões é centrada na piscicultura; o Plano de Ordenamento para a Aquicultura Marinha da Região Autónoma da Madeira (POAMAR) está a ser reestruturado e no caso dos Açores em fase de mapeamento (Espaço Aquicultura, 2015).

Com o intuito de confirmar a existência de um problema na nossa costa com a presença de toxinas nos moluscos bivalves, construímos um mapa a partir do calendário mensal com as interdições diárias e por espécie, emitidas pelo IPMA para cada Zona Litoral. Assinalamos que os dados disponibilizados relativamente às 39 Zonas de Produção de Bivalves (ZPB) classificadas não é semelhante quanto ao espaço temporal, havendo ZPB cuja informação começa no ano 2013, a maioria em 2014 e algumas outras só dispõem de informação a partir do ano de 2015.

Os dados obtidos do IPMA foram classificados relativamente aos limiares regulamentares que interditam a comercialização dos moluscos bivalves. Quando realizamos uma experiência aleatória estamos apenas interessados em verificar se um determinado acontecimento A se realiza ou não; no nosso caso o “positivo” significa que se ultrapassa o limiar de toxicidade admissível para o consumo público.

Neste trabalho utilizou-se a designação genérica *Diarrhetic Shellfish Toxins* (DST) para o conjunto Ácido Ocadáico (AO) e toxinas Lipofílicas (i.e. AO + DTXs). O limiar de referência regulamentar é $\leq 160 \mu\text{g AO eq /kg tecido}$. Um valor igual ou superior ao limiar foi considerado como excesso regulamentar e associado à semana da data em que ocorreu. Deve-se assinalar a norma estabelecida, de que após uma interdição decretada esta é retirada quando acontecerem duas análises “negativas” em duas semanas consecutivas.

Na Figura 2.1 apresenta-se um exemplo da informação presente nos mapas do IPMA. Convém explicitar que decidiu-se fazer um primeiro levantamento focalizado apenas nas 11 zonas litorais pois pensou-se que estas bastariam para serem indicativas, num primeiro momento, da presença de toxinas na nossa costa.

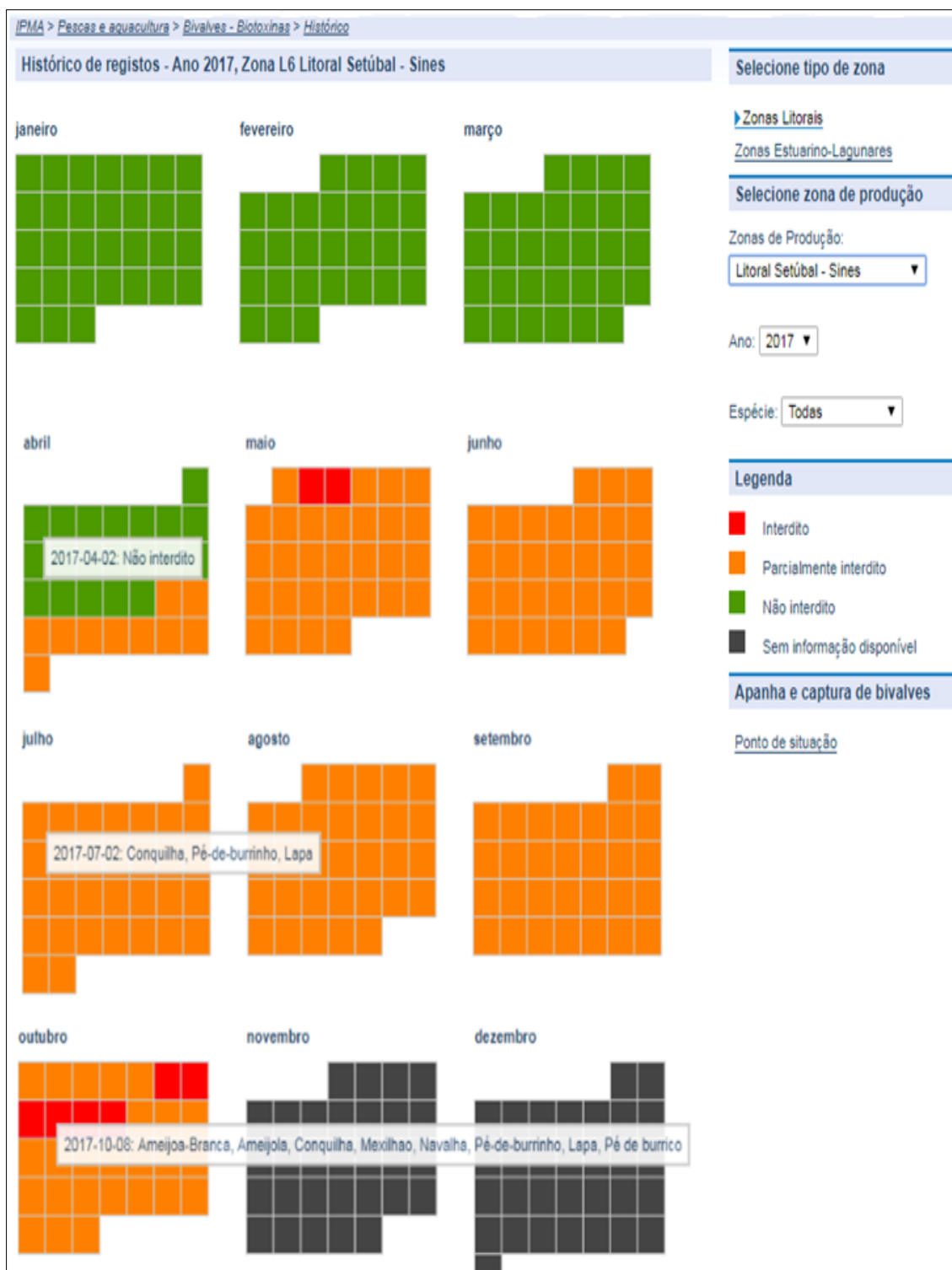


Figura 2.1 - Calendário do IPMA com informação diária do nível de interdição e espécie afectada (ZPB – L6, 2017) Fonte: IPMA, transformado

Sobre a figura acima, deve ser salientado que as janelas rectangulares assinalam a data e as espécies envolvidas na situação de condicionamento que a côr da data identifica, segundo a legenda à direita do calendário.

Quanto ao calendário transformado construído num livro de Excel, resulta da transferência da informação diária presente nos calendários mensais das ZPB

disponibilizados pelo IPMA, para um mapa com informação mensal por ZPB e que apresentamos um excerto na Figura 2.2.

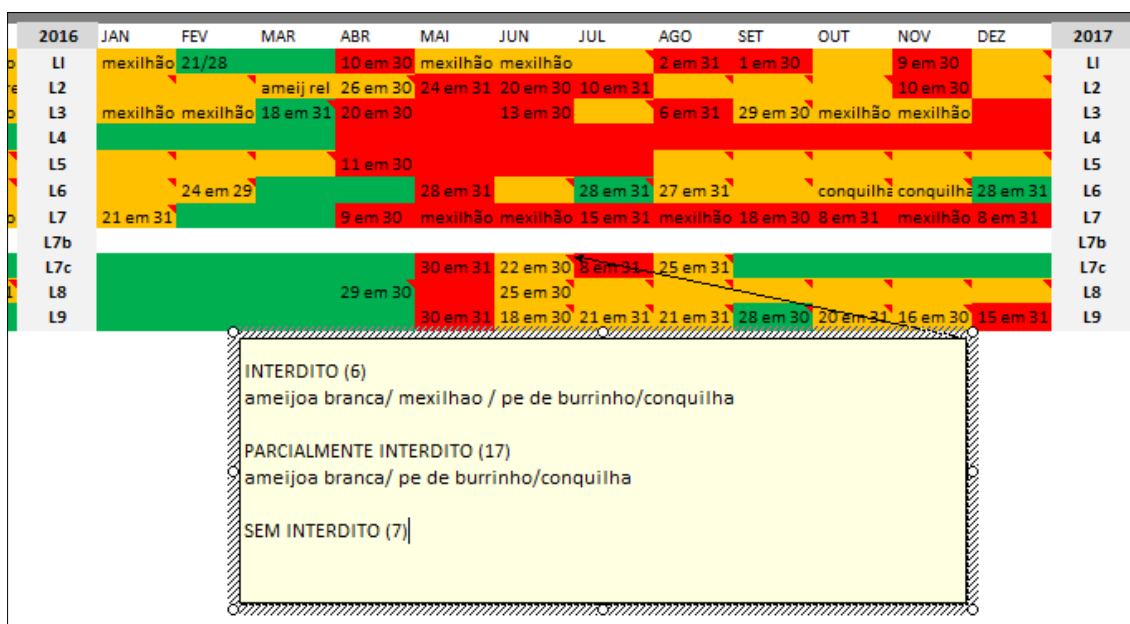


Figura 2.2 - Excerto de calendário resultante da transformação do calendário diário fornecido pelo IPMA


Na Figura 2.2, quanto às opções para a sua elaboração deve ser referenciado como exemplo da metodologia adoptada as notas que foram agregadas aos meses e que respeitam a cronologia dos acontecimentos e as espécies envolvidas. Quando o mês está identificado com uma só espécie significa que esta foi dominante nesse período. Estas notas permitiram uma reclassificação dos meses, como se detalha de seguida.

Assinalam-se algumas opções tomadas na construção do mapa da Figura 2.2: face aos diferentes períodos de interdições parciais decretadas pelo IPMA foi adoptado um princípio de ponderações diferenciadas de acordo com a espécie assinalada. Quando as espécies de maior valor comercial como o mexilhão ou a amêijoas-brancas têm a totalidade dos dias do mês com interdição, embora outras espécies tenham apenas interdições temporárias, foi adoptada a classificação referente à espécie mais importante; na mesma situação, mas se a espécie com a totalidade dos dias interditos é de menor expressão comercial, como navalheiras, longueirão ou conculha, classificou-se com o nível imediatamente inferior.

O calendário com a reclassificação mensal dos meses que medeiam Janeiro de 2013 a Junho de 2017 apresenta a situação dominante de cada mês em cada uma das zonas de produção litorais. Ficou evidenciado, tal como se apresenta nos resultados, um problema temporal e espacialmente generalizado com a toxicidade acumulada nos tecidos dos bivalves.

Avançou-se para a elaboração de uma tabela com os resultados das análises de biotoxinas disponíveis (Agosto de 2014 a Junho de 2017) e cujos resultados estão publicados em ficheiros *pdf* mensais no sítio internet do IPMA; exemplo na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Excerto de uma folha mensal publicada pelo IPMA

 <div> NR - Não Realizado NQ - Não Quantificável ND - Não Detetado </div>						Resultados Biotoxinas Novembro 2015		
n° amostra	Espécie	Local de amostragem	Zona de produção	Capitania	Data da colheita	Toxinas Lipofílicas	Toxinas ASP	Toxinas PSP
						AO+DTXs (µg AO equiv/kg)	ASP AD/kg (mg)	Total PSP (µg STX equiv /Kg)
2054	Mexilhão	Jangada	LAL	Setúbal	2-Nov	50	ND	ND
2055	A. boa	Lagoa Albufeira	LAL	Setúbal	2-Nov	33	ND	ND
2056	Mexilhão	Porto Brandão	ETJ	Lisboa	2-Nov	265	ND	ND
2057	Mexilhão	Costa Caparica	L5	Lisboa	2-Nov	> 850	ND	ND
2058	Mexilhão	Docapesca	RIAV2	Aveiro	2-Nov	342	ND	ND
2059	Berbigão	Canal Espinho	RIAV3	Aveiro	2-Nov	126	ND	ND
2060	Berbigão	Moacha	RIAV1	Aveiro	2-Nov	142	ND	ND
2061	Mexilhão	Triângulo Correntes	RIAV1	Aveiro	2-Nov	351	ND	ND
2062	Mexilhão	Ponte Ilhavo	RIAV4	Aveiro	2-Nov	156	ND	ND
2063	Berbigão	Costa Nova	RIAV2	Aveiro	2-Nov	97	ND	ND
2064	Mexilhão	L. Óbidos - Escola de Vela	LOB	Peniche	3-Nov	156	ND	ND
2065	Longueirão	Moacha	RIAV1	Peniche	2-Nov	163	NR	NR
2066	Longueirão	L. Óbidos - Greijau	LOB	Peniche	3-Nov	364	NR	NR
2067	A. macha	L. Óbidos - Greijau	LOB	Peniche	3-Nov	100	NR	NR
2068	Berbigão	L. Óbidos - Greijau	LOB	Peniche	3-Nov	211	ND	ND
2069	Mexilhão	Ria Formosa - 4 Águas	TAV2	Tavira	2-Nov	81	ND	ND
2070	Mexilhão	Ria do Alvor - Povoação	POR2	Portimão	2-Nov	71	ND	ND
2071	Mexilhão	Vale da Lama	LAG	Lagos	2-Nov	100	ND	ND
2072	Mexilhão	Ria Formosa - Culatra	OLH5	Olhão	2-Nov	53	ND	ND
2073	A. branca	Açuda	L2	Douro	3-Nov	68	ND	ND
2074	Mexilhão	Leça da Palmeira	L2	Douro	3-Nov	667	ND	ND
2075	Mexilhão	Ria Formosa - Fortaleza	OLH2	Olhão	3-Nov	147	ND	ND
2076	Mexilhão	Est. Lima - Jusante Ponte Eiffel	ELM	V. Castelo	2-Nov	197	ND	ND

No tratamento dos dados originais obtidos do IPMA, aconteceu um confronto com inscrições de valores muito idiossincráticos, o que obrigou a sucessivas reformulações metodológicas tentando alcançar uma normalização de dados que nos permitisse prosseguir o trabalho.

Os valores inscritos, por exemplo, para as toxinas lipofílicas tanto se encontram assinalados pelo seu valor absoluto (e.g. 1356) como em folhas de outros meses estão assinalados com limiares, e.g. >850, <44 ou <63; valor cujos significados não foi possível identificar pois não coincide com os limiares inferiores definidos para a classificação utilizada de não detectado. Nestas situações foi assumido o valor absoluto inscrito, e.g. 850. É necessário esclarecer que as análises identificadas como NR (não realizada) e NQ (não quantificado) não foram contabilizadas para o espaço de resultados. As análises classificadas como ND (não detectado) foram consideradas pois significam que as amostras não atingiram limiares mínimos, tal como pode ser consultado no Anexo 2 o sentido da classificação.

Após um trabalho inicial de transferência do formato *pdf* para folhas de um livro Excel, reconstruíram-se as folhas mensais de modo a sistematizar e uniformizar as inscrições relativas às espécies e datas, que originalmente tinham formas muito diversas de mês para mês e mesmo no interior do mesmo mês.

Uma vez concluída esta fase ficou estabelecida uma base consistente de dados com a robustez necessária para haver segurança na sua manipulação.

Constituído um Livro Excel com a totalidade dos meses, agregou-se numa folha as 151 semanas de dados. Folha constituída por colunas para ZPB, Espécie, Data, Contagem de amostras, Contagem de análises “positivas”, e *ratios* para as contagens das três toxinas. Acrescentaram-se ainda colunas para a semana do ano, dia juliano, e uma agregação da ZPB com a espécie analisada. Obteve-se uma folha com 6904 análises, 39 ZPB, 151 semanas, e 3 toxinas, com totais globais e parciais para as colunas com dados numéricos.

Deve ser referido que as análises realizadas dentro da mesma ZPB foram colhidas de indivíduos em diferentes pontos geográficos, detalhe que não foi considerada para a caracterização da ZPB uma vez que associada a essa distinção também está uma espécie diferente. Ainda de referir quanto à quantidade de análises realizadas durante o período em estudo, que o seu número não foi constante seja na variedade de espécies analisadas (i.e. ocorreu uma alteração na diversidade de espécies em produção) ou então, pensamos que seja, pela presença ou ausência de toxina em espécies de maior/menor susceptibilidade que sendo sintomáticas de uma progressão ou regressão da acumulação tóxica, indicam sobre a necessidade ou desnecessidade de realizar outras análises na mesma zona de produção mas em espécies de diferente assimilação tóxica.

Foi utilizada a função da “tabela dinâmica” do programa Excel para agregar os dados por toxina, por espécie, por ZPB, por semana do ano, sempre em função dos *ratios* de excesso aos limiares. Obteve-se uma caracterização de cada ZPB em função das espécies, do período do ano e das toxinas presentes. Extraíram-se outras caracterizações resultado de :

- Agregações em função das semanas do ano com interdições decretadas no global costeiro e por ZPB. Quantificação do global costeiro por semana e toxina.
- Uma hierarquização das espécies mais afectadas em cada ZPB, e por ZPB e período do ano, para as três toxinas. Resultados globais comparativos entre ZPB.
- Um quadro comparativo ano a ano, e no conjunto das 151 semanas, para cada espécie presente em cada uma das ZPB.
- Uma caracterização espacial de sentido norte – sul da nossa costa para a toxina DST quanto às semanas interditas em cada um dos anos, com o objectivo de observar a existência de algum tipo de sucessão relacionada com as correntes marítimas dominantes.
- Também se especificaram os resultados relativos às toxinas das quatro espécies de maior importância económica, por ano, e área de produção.

As amostras positivas, relativamente ao número de amostras analisadas, deram-nos uma primeira hierarquia do problema. Após a construção de uma estrutura

para uma tabela de dados com as variáveis temporais e espaciais manipuláveis, confirmaram-se algumas das suspeitas iniciais sobre as características espaço-temporais dos *blooms* que afectam a costa continental portuguesa. A sazonalidade do fenómeno confirmou-se, assim como uma significativa diferença entre espécies quanto à acumulação tóxica nos tecidos, e uma diferenciação geográfica relativa à área de influência dos *blooms* e suas magnitudes. O ditado popular que refere não se dever comer bivalves em meses sem “r” parece estar desadequado pois apenas no inverno ocorre alguma acalmia quanto á presença de toxinas nas águas da nossa costa.

A compreensão, análise e estudo de um fenómeno da complexidade como a dinâmica das acumulações de microalgas, pode ser focada na observação dos dados quanto a duas manifestações do fenómeno: a evolução temporal e o comportamento espacial dos *blooms* numa específica zona costeira.

Foi efectuada uma análise preliminar para determinar a afectação global da nossa costa à presença de toxinas. Verificou-se que o total do volume de toxina encontrado em cada semana do ano no global da costa indica que as águas costeiras são de um modo generalizado afectadas por uma disseminação geral de toxinas. Tendo-se optado por uma quantificação da toxina DST por peso de tecido, verificou-se uma presença média diária, no conjunto de todas análises individuais ao longo da costa continental, de 1886,00 AO $\mu\text{g/kg}$ de tecido na 20ª semana, com registos próximos desse valor, nas semanas 17, 18, 19, 21 e 22. Também entre as semanas 32 e 42, se verifica um pico de valores. A menor média diária, neste conjunto de semanas referidas como de pico, foi de 528,57 AO $\mu\text{g/kg}$, e ocorreu na 34ª semana. Relembramos o limiar regulamentar de 160 AO $\mu\text{g/kg}$, por indivíduo.

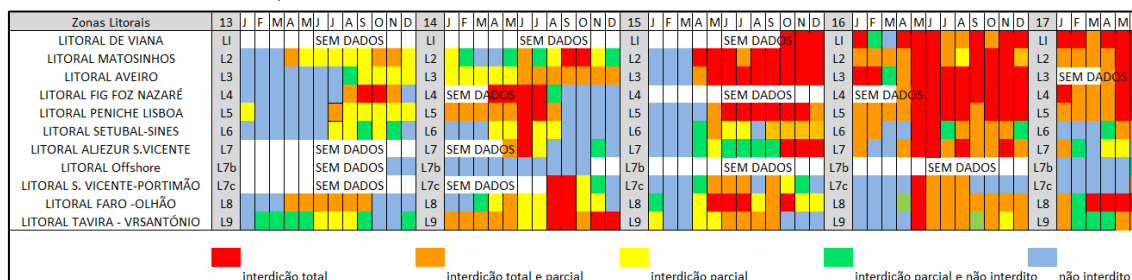
Por fim realizou-se um trabalho estatístico com o objectivo de avaliar a existência de diferença de médias na toxicidade registada entre espécies, entre zonas de produção e também nas semanas do ano; foi desenvolvido uma série de testes com o *software* 17.0 SPSS (SPSS Inc., Chicago, Illinois) cujos resultados apresentamos no capítulo seguinte.

3 Resultados e Discussão

Os resultados aqui apresentados evidenciam existirem duas (ASP e PSP) das três toxinas que são monitorizadas pelo IPMA que não apresentam magnitudes que apontem para um risco imediato de saúde pública. Para além das novas toxinas (i.e. AZP e NSP) que surgiram recentemente nas águas da nossa costa e que a legislação europeia ainda não determina a sua monitorização, é a toxina DST que surge com assinalável frequência no tecido dos bivalves.

O período de Janeiro de 2013 a Junho de 2017, apresentado na Tabela 3.1 utiliza os seguintes códigos de cores; entre o vermelho e o laranja, quando a situação não era óbvia, optámos por vermelho quando as espécies mexilhão e/ou amêijoabranca, de maior valor comercial e volume de produção, tinham a totalidade dos dias do mês com interdição, embora outras espécies tivessem apenas interdições temporárias. Na mesma situação, mas se a espécie com a totalidade dos dias interditos era de menor expressão comercial, como navalheiras e longueirão ou conquilha, classificámos com o tom laranja. Deste modo, também se pode observar o mapa atribuindo uma valoração de risco máximo, ao conjunto dos meses assinalados a laranja e a vermelho.

Tabela 3.1 - Resumo das interdições decretadas pelo IPMA para as zonas Litorais do continente (Janeiro de 2013 a Junho de 2017)



Da análise da tabela, verifica-se o problema da presença de toxinas nas águas das zonas Litorais do continente. Repara-se que no período coberto pelo mapa (Janeiro de 2013 a Junho de 2017) são generalizadas as interdições mensais. Verifica-se a presença de toxinas em mais de metade do ano, com magnitude significativa no geral das áreas, com excepção da ZPB *offshore*, L7b. O mexilhão é a espécie que surge com maior frequência como causa de interdições, seja na zona L2 de Matosinhos, L3 de Aveiro ou L5 de Peniche-Lisboa. Fazemos uma referência à ostra, por ter sofrido uma interdição de Maio de 2016 a Dezembro do mesmo ano, na zona L8 (Faro- Olhão), resultado de uma interdição decretada durante aquele período para todas as espécies da zona. A referência justifica-se por ser uma espécie que, como veremos mais adiante, regista uma reduzida taxa positiva nas análises registadas. O registo positivo

ocorrido num dia do mês de Junho de 2017 na zona *offshore* L7b, zona onde apenas a ostra é produzida, é mais significativo. Acontecimento episódico de que desconhecemos a causa.

No quadro temporal em análise verifica-se uma progressiva e espacialmente dispersa presença de toxinas ao longo do ano, onde os meses de inverno também começaram a caracterizar-se pela presença de toxinas do tipo paralisante.

Enquadrado no espaço temporal dos dados trabalhados (Agosto de 2014 a Junho de 2017) apresentam-se para as três toxinas, as percentagens anuais de análise positivas (i.e. em excesso aos limiares regulamentares) para o conjunto da zona costeira, na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Percentagens globais das toxinas por ano

Ano	Nº Análises	Excesso em DST	Ratio	Excesso em ASP	Ratio	Excesso em PSP	Ratio
2014	1 045	304	29,1%	1	0,1%	0	0%
2015	2 383	495	20,8%	19	0,8%	2	0,1%
2016	2 315	421	18,2%	3	0,1%	26	1,1%
2017	986	121	12,3%	24	2,4%	48	4,9%

Pela observação da Tabela 3.3 que se apresenta de seguida e resume o número de semanas interditas por ano no conjunto das 39 ZPB da costa continental, evidencia-se a toxina DST como a mais determinante para as interdições que ocorreram ao longo das semanas do ano.

Tabela 3.3 - Total do número de semanas interditas por ano para as 39 ZPB, por toxina

Toxina / Ano	2014	2015	2016	2017
DST	199	384	285	60
ASP	1	5	2	2
PSP	0	0	8	28

Assinala-se que a toxina PSP sendo potencialmente mais grave para a saúde pública, registou no ano de 2016 e na primeira metade de 2017 uma presença mais significativa relativamente a anos anteriores.

Nas figuras seguintes enquadradas no período temporal das análises de biotoxinas consultadas, ordenada por espécies e com as toxinas individualizadas, apresentam-se os *ratios* agregados relativamente ao total de análises analisadas, para as 151 semanas.

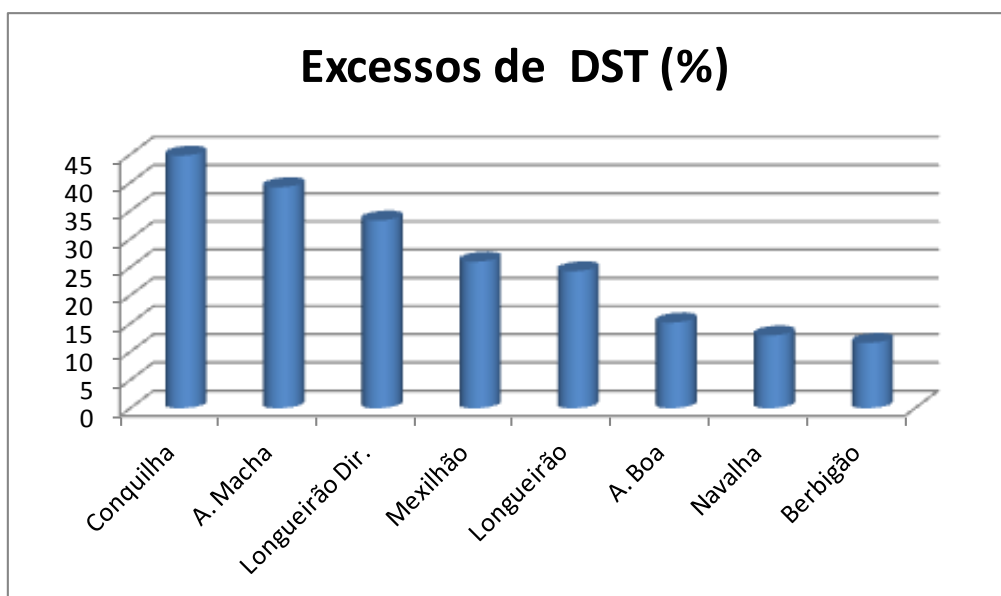


Figura 3.1 – Gráfico com percentagem de excedências agregadas (2014 - 2017), espécies e toxina DST

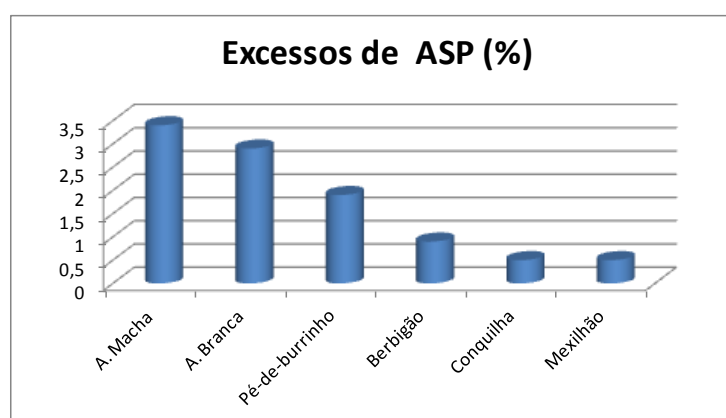


Figura 3.2 - Gráfico com percentagem de excedências agregadas (2014 - 2017), espécies e toxina ASP

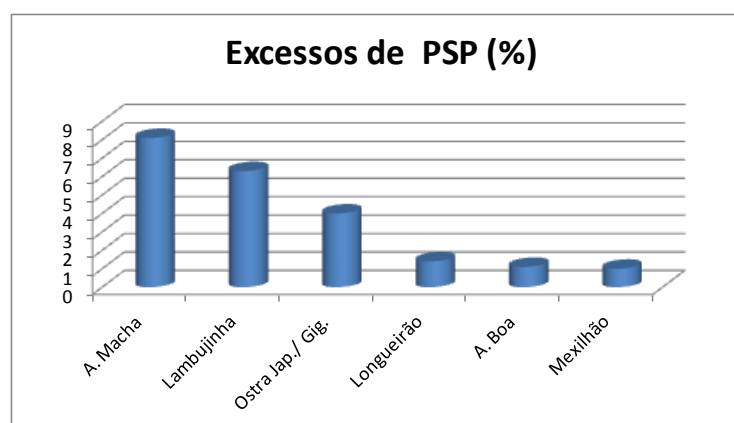


Figura 3.3 - Gráfico com percentagem de excedências agregadas (2014 - 2017), espécies e toxina PSP

As espécies com maior incidência na acumulação da toxina DST são a conquilha, amêijoia-macha, amêijoia-boia, longueirão, berbigão e mexilhão.

A amêijoia-macha surge como a espécie que assimila com maior facilidade qualquer das três toxinas.

A ostra parece ter uma maior sensibilidade à PSP comparando com a acumulação tóxica registada nas outras duas toxinas.

Na ASP, retirou-se um valor anómalo da telina grande por representar o resultado de uma única amostra positiva.

De seguida apresenta-se o mesmo tipo de figura, agora em função da zona de produção de bivalves. Na toxina DST optou-se por uma organização de ZPB no sentido norte-sul do país e restringiu-se o quadro às ZPB com valores acima de 10% de excedências.

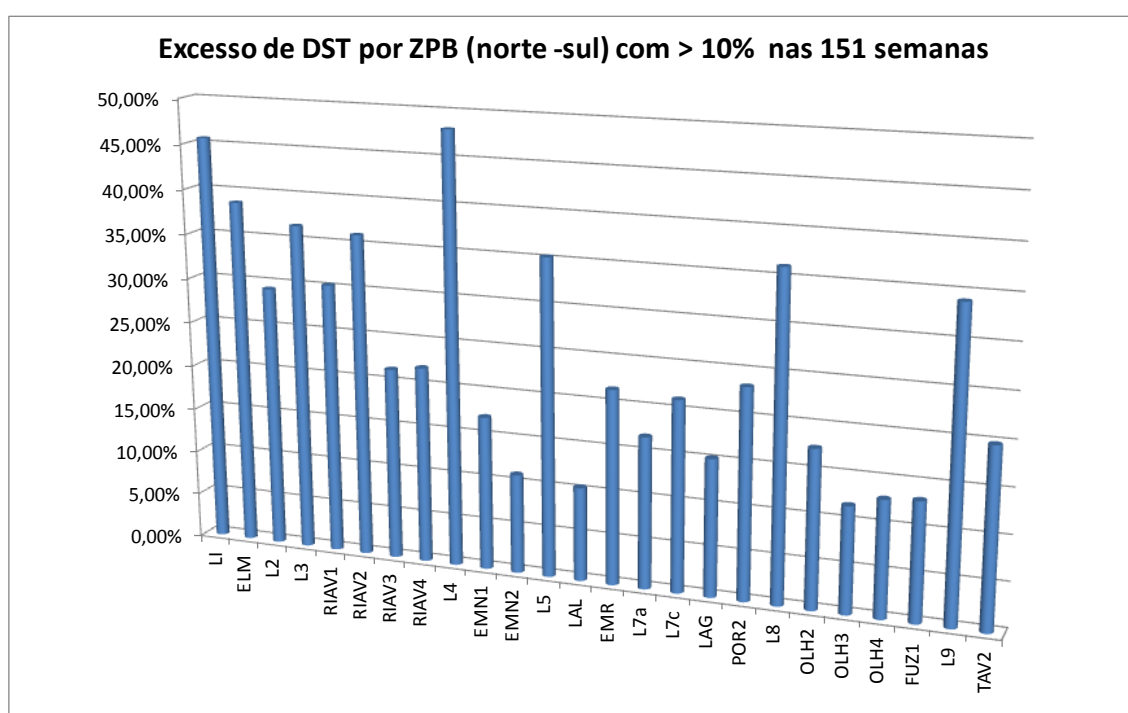


Figura 3.4 – Gráfico com as ZPB com mais de 10% de análises em excesso ao limiar regulamentar

Na Tabela 3.4 apresenta-se um quadro com as percentagens para a ASP e PSP.

Tabela 3.4 - ZPB em excesso ao limiar regulamentar da toxina ASP e PSP

ZPB	Excessos de ASP	ZPB	Excessos de PSP
L2	4,10%	EMN2	6%
L1	2,50%	RIAV2	5,20%
L3	2,30%	RIAV1	5%
ELM	2,20%	RIAV3	4,10%
RIAV2	1,70%	L4	3,70%
RIAV3	1,60%	L3	2,90%
EMN1	1,60%	RIAV4	2,30%
RIAV1	1,20%	EMN1	1,60%
RIAV4	0,90%	L2	0,70%

Os resultados da Figura 3.4 evidenciam como zonas de produção de bivalves mais problemáticas o Estuário do Lima, as ZPB da Ria de Aveiro e as zonas Litorais em geral; excepção para a zona *offshore* L7b e a zona L6 (Setúbal - Sines) que não constam no gráfico por apresentarem valores inferiores a 10%.

Sem se abdicar de uma avaliação do conjunto das três toxinas, orientou-se o desenvolvimento deste estudo para a apresentação de resultados e conclusões relacionados com a toxina cuja frequente presença determina um maior número de interdições, i.e. a DST.

No mapa da Figura 3.5 apresenta-se relativamente à DST as percentagens de amostras “positivas” das ZPB Litorais, nas suas médias anuais.

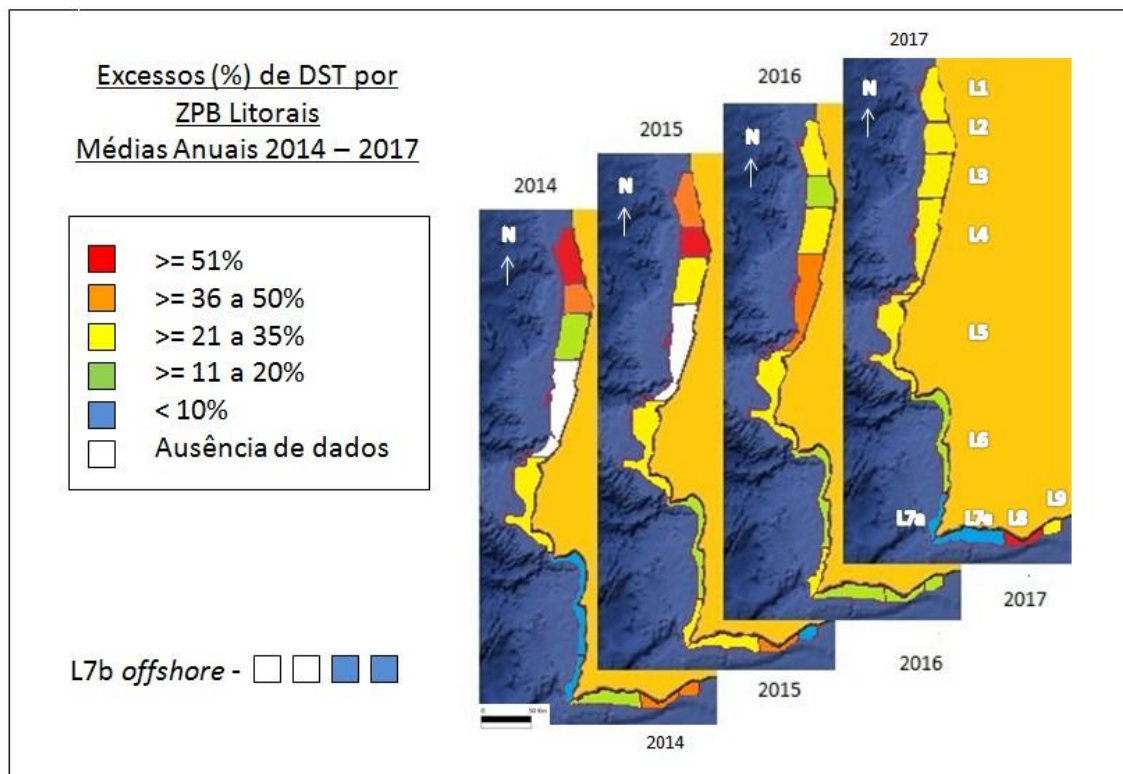


Figura 3.5 - Percentagem de amostras analisadas e com excesso regulamentar, por ZPB das zonas do Litoral e por ano

A sucessão de médias anuais por zonas de produção, agora para as Zonas Estuarino-Lagunares, são apresentadas na Figura 3.6, Figura 3.7 e Figura 3.8 relativas à zona norte, centro, e sul do continente português, respectivamente, para a toxina DST.

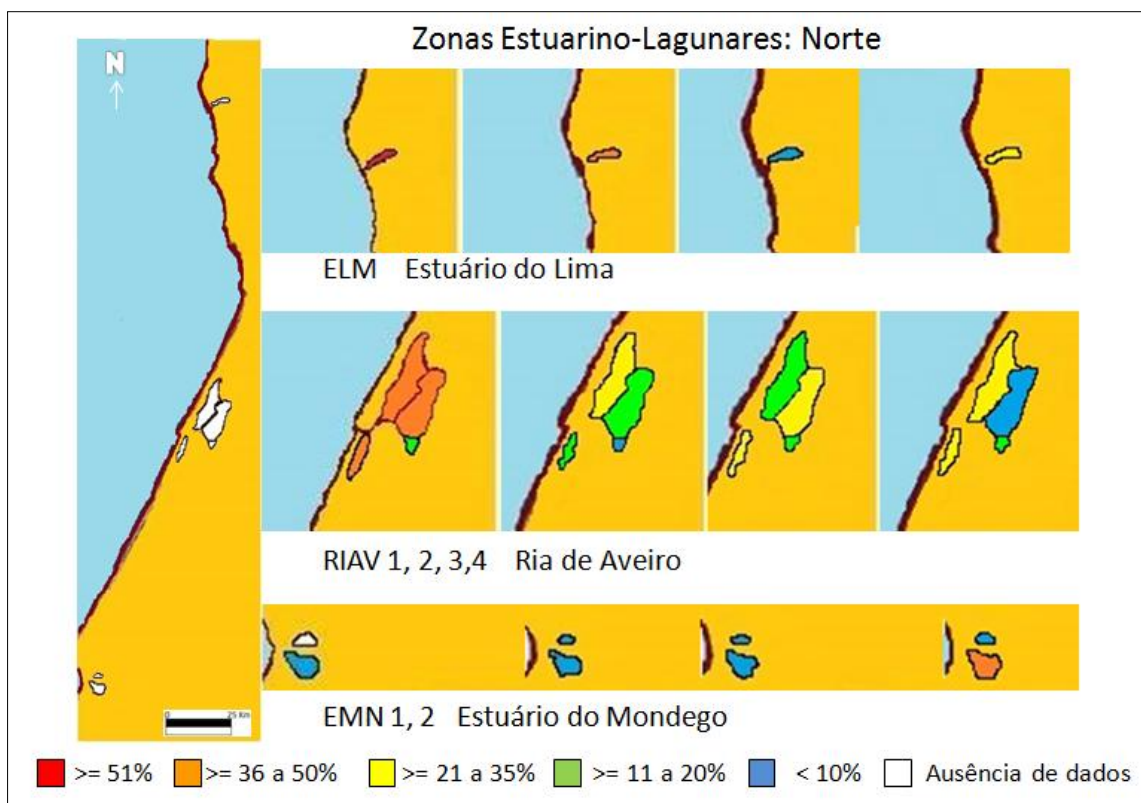


Figura 3.6 - Percentagem de amostras com excesso regulamentar de DST, por ZPB das zonas Estuarino-Lagunares na zona norte

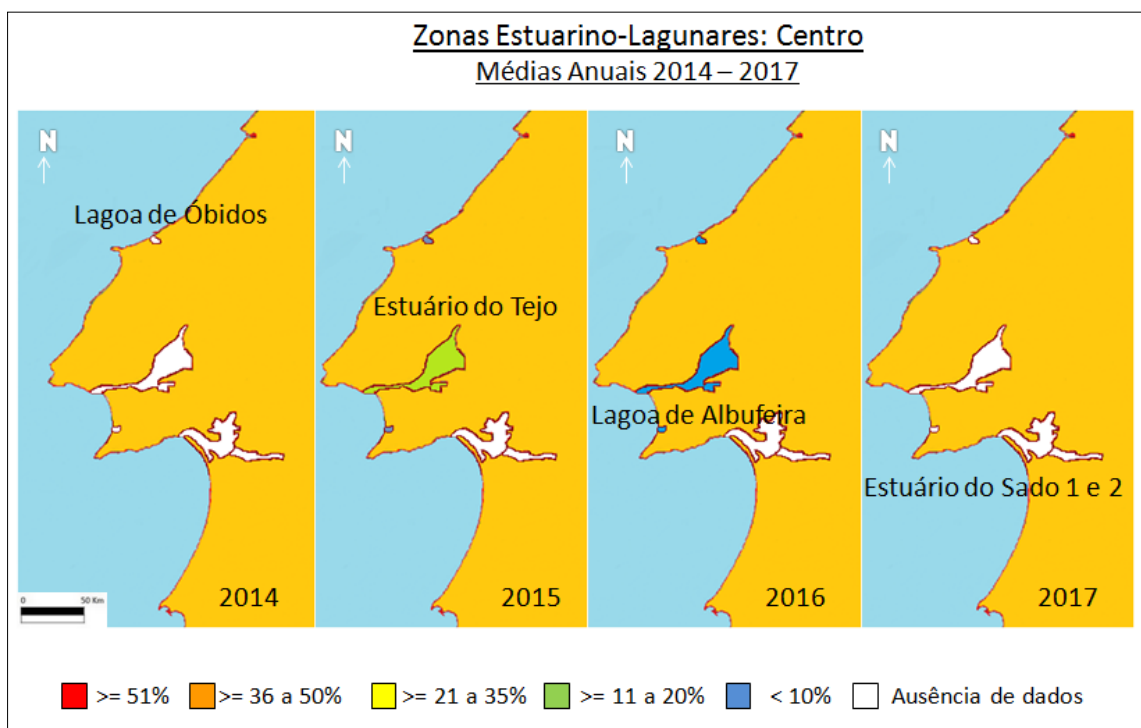


Figura 3.7 - Percentagem de amostras com excesso regulamentar de DST, por ZPB das zonas Estuarino-Lagunares na zona centro

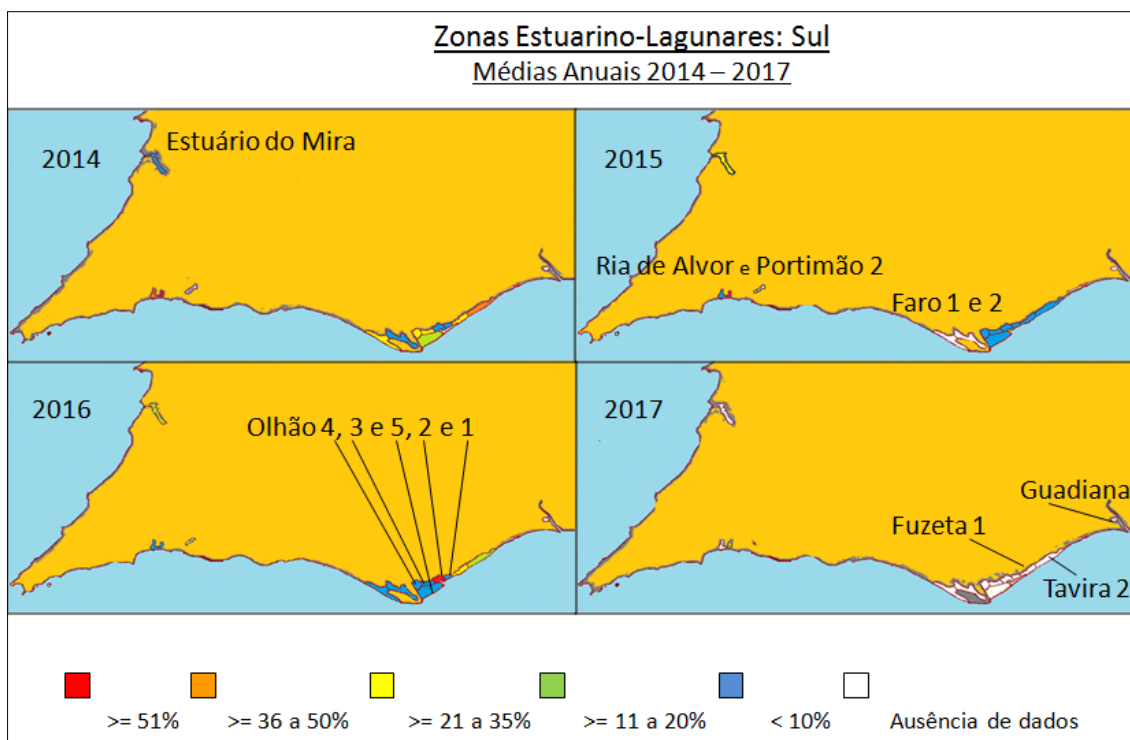


Figura 3.8 - Percentagem de amostras com excesso regulamentar de DST, por ZPB das zonas Estuarino-Lagunares na zona centro

Na Tabela 3.5 apresentam-se as semanas do ano com maior número de interdições. Observando a toxina DST pode verificar-se um padrão diferenciador interanual. Uma forte presença da toxina entre as semanas 32 e 46 em 2014 e 2015, aponta uma correspondência com uma presença menos significativa no *bloom* da primeira metade do ano (i.e. a partir da 16ª semana), parece indicar um padrão diferenciador do ocorrido no ano de 2016, onde, o *bloom* de Outono foi de menor impacto enquanto ocorreu um significativo *bloom* de Primavera.

As variáveis físicas (temperatura, vento, salinidade) poderão ajudar a caracterizar com maior precisão as variações referidas, assim como os anos em que o *El Niño* surge no oceano Pacífico anunciam verões excepcionalmente quentes na Europa e antecedem de seis a quinze meses as anomalias do clima e da circulação marinha no oceano Atlântico

Edward et al. (2006) relacionaram variáveis físicas como a temperatura e a velocidade escalar do vento à superfície, com algumas espécies de fitoplâncton; a presença de diatomáceas correlaciona-se positivamente com uma maior magnitude das variáveis físicas referidas enquanto os dinoflagelados estabelecem uma correlação negativa; também foi verificado um encurtamento do tempo de sucessão. Uma alteração estrutural no fitoplâncton e na duração dos *blooms* atribuídas a uma subida de temperatura da água induz a maior metabolismo, maior taxa de divisão celular e de fotossíntese (Hays et al. 2012). Correlações com variáveis físicas como as descritas, são

determinantes para o desenvolvimento de capacidade previsional dos acontecimentos HAB.

Tabela 3.5 - Número de interdições semanais por presenças de DST e PSP

Numero de interdições por DST					Numero de interdições por PSP				
	2014	2015	2016	2017		2014	2015	2016	2017
Semana 16	-	5	3	6	Semana 1	-	0	1	5
Semana 17	-	7	1	6	Semana 2	-	0	0	5
Semana 18	-	4	15	4	Semana 3	-	0	0	4
Semana 19	-	2	17	6	Semana 4	-	0	0	2
Semana 20	-	7	19	6	Semana 5	-	0	0	2
Semana 21	-	5	12	5	Semana 6	-	0	0	2
Semana 22	-	4	12	5	Semana 7	-	0	0	4
Semana 23	-	5	7	0	Semana 8	-	0	0	1
Semana 24	-	8	5	0	Semana 9	-	0	0	1
Semana 25	-	11	4	0	Semana 10	-	0	0	0
Semana 26	-	12	3	0	Semana 11	-	0	0	1
Semana 27	-	11	4	-	Semana 12	-	0	0	1
Semana 28	-	8	6	-	Semana 13	-	0	0	0
Semana 29	-	9	6	-	Semana 14	-	0	0	0
Semana 30	-	7	1	-	Semana 15	-	0	0	0
Semana 31	-	9	4	-					
Semana 32	9	6	4	-	Semana 51	0	0	2	-
Semana 33	9	8	6	-	Semana 52	0	0	5	-
Semana 34	13	6	4	-	Semana 52	0	0	0	-
Semana 35	22	7	3	-					
Semana 36	18	11	5	-					
Semana 37	21	13	5	-					
Semana 38	14	11	4	-					
Semana 39	13	9	5	-					
Semana 40	17	13	5	-					
Semana 41	15	9	4	-					
Semana 42	11	11	5	-					
Semana 43	5	10	6	-					
Semana 44	7	11	3	-					
Semana 45	6	4	3	-					
Semana 46	5	4	5	-					
Semana 47	4	7	7	-					
Semana 48	2	3	0	-					
Semana 49	3	4	4	-					
Semana 50	1	1	1	-					

A Tabela 3.6 caracteriza a costa continental quanto ao número de semanas de interdição ocorridas nas zonas de produção de bivalves. Fazemos uma referência ao facto de cinco das ZPB (Estuário do Minho, Estuário do Sado 1 e 2, Guadiana e Portimão 3) não terem indivíduos a acusar toxicidade nas análises realizadas, razão porque não constam na tabela apresentada.

Tabela 3.6 - Número de semanas de interdição por ZPB e ano. 1ª (ELM a L8) e 2ª parte (L9a VT1)

Tox / ZPB	ELM	EMN1	EMN2	EMR	ETJ	FAR1	FAR2	FUZ 1	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7a	L7c	L8
DST																	
2014	6	0	0	0	0	2	3	4	13	13	7	s/dad	2	0	0	8	13
2015	15	7	8	8	14	1	2	5	26	25	24	s/dad	29	12	6	18	27
2016	11	1	2	4	6	2	2	5	20	12	15	10	24	6	5	8	13
2017	2	1	1	0	0	0	0	0	6	4	0	3	6	0	0	0	9
ASP																	
2014	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
2015	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
2016	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
2017	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PSP																	
2014	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2016	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
2017	0	1	6	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0

Tox / ZPB	L9	LAG	LAL	LOB	OLH1	OLH2	OLH3	OLH4	OLH5	POR2	RIAV1	RIAV2	RIAV3	RIAV4	TAV2	VT1
DST																
2014	12	8	0	0	2	9	6	6	3	8	1	1	3	7	9	2
2015	18	6	14	5	4	15	5	7	2	7	26	21	8	8	11	0
2016	13	4	7	4	3	5	4	5	3	5	29	26	13	12	6	0
2017	6	0	0	0	0	1	0	0	1	2	5	4	3	5	1	0
ASP																
2014	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
2016	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2017	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PSP																
2014	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2016	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	1	0	0
2017	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	7	2	2	0	0

A observação da quantidade de interdições semanais decretadas durante o período das 151 semanas, numa tabela apresentada no Anexo 4, verifica quanto à DST que as interdições são concentradas a partir da 16ª semana do ano até à semana 28 (i.e. Abril, Maio, Junho) ocorrendo uma redução entre as semanas 29 a 31 e reaparecendo com mais intensidade da 32ª semana até à 46ª semana (i.e. Agosto, Setembro, Outubro).

Verifica-se também que a PSP foi identificada nos últimos dois anos (2016, 2017) entre a semana 51 e a semana 12 do ano seguinte com localização na Ria de Aveiro e nas zonas L2 (Matosinhos), L3 (Aveiro) e L4 (Figueira da Foz - Nazaré).

Com base na tabela presente no Anexo 4 foi feita uma espacialização com orientação Norte – Sul das ZPB. Analisando no sentido Norte-Sul as interdição por DST em cada um dos quadros anuais que são apresentados na Tabela 3.7, não se identifica um padrão espacial da presença da toxina (causa das interdições decretadas) que da zona norte progrida numa sucessão temporal para Sul, como a influência das correntes marítimas dominantes sobre os *spring blooms* assinalada na literatura, faria prever. No entanto no conjunto dos resultados da mesma Tabela 3.7 que é apresentada mais à frente, surgem interrupções no padrão da evolução temporal, que se podem identificar de algum modo com as diferentes áreas A5, A6 e A7 da classificação

(continuação)

Ano	ZPB	DST
2016	norte-sul	Semana
		1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53
2016	EMI	sem excedências ao limiar
2016	L1	
2016	ELM	
2016	L2	
2016	L3	
2016	PIAV1	
2016	PIAV2	
2016	PIAV3	
2016	PIAV4	
2016	L4	
2016	EMN1	
2016	EMN2	
2016	L5	
2016	LOB	
2016	ETJ	
2016	LAL	
2016	ESD1	sem excedências ao limiar
2016	ESD2	sem excedências ao limiar
2016	L6	
2016	EMR	
2016	L7a	
2016	L7b	sem excedências ao limiar
2016	L7c	
2016	LAG	
2016	POR2	
2016	POR3	sem excedências ao limiar
2016	L8	
2016	FAR1	
2016	FAR2	
2016	QLH1	
2016	QLH2	
2016	QLH3	
2016	QLH4	
2016	QLH5	
2016	FUZ1	
2016	L9	
2016	TAV2	
2016	VT1	sem excedências ao limiar
2016	GUA	sem excedências ao limiar

Ano	ZPB	DST
2017	norte-sul	Semana
		1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53
2017	EMI	sem excedências ao limiar
2017	L1	
2017	ELM	
2017	L2	
2017	L3	sem excedências ao limiar
2017	RIAV1	
2017	RIAV2	
2017	RIAV3	
2017	RIAV4	
2017	L4	
2017	EMN1	
2017	EMN2	sem excedências ao limiar
2017	L5	sem excedências ao limiar
2017	LOB	sem excedências ao limiar
2017	ETJ	sem excedências ao limiar
2017	LAL	sem excedências ao limiar
2017	ESD1	sem excedências ao limiar
2017	ESD2	sem excedências ao limiar
2017	L6	sem excedências ao limiar
2017	EMR	sem excedências ao limiar
2017	L7a	sem excedências ao limiar
2017	L7b	sem excedências ao limiar
2017	L7c	sem excedências ao limiar
2017	LAG	sem excedências ao limiar
2017	POR2	
2017	POR3	sem excedências ao limiar
2017	L8	
2017	FAR1	sem excedências ao limiar
2017	FAR2	sem excedências ao limiar
2017	OLH1	sem excedências ao limiar
2017	OLH2	
2017	OLH3	sem excedências ao limiar
2017	OLH4	sem excedências ao limiar
2017	OLH5	
2017	FUZ1	sem excedências ao limiar
2017	L9	
2017	TAV2	
2017	VT1	sem excedências ao limiar
2017	GUA	sem excedências ao limiar

As ZPB que não tiveram qualquer das semanas interditas surgem a *bold*. Chama-se a atenção para o facto das semanas 27 a 32 disporem de dados referentes a dois anos (2015 e 2016), que as semanas anteriores à 27ª comportam dados dos anos 2015, 2016 e 2017, e que da semana 32 em diante os dados são referentes aos anos de 2014, 2015 e 2016.

As espécies de maior valor comercial e/ou volume de produção, i.e. amêijoa-boia, berbigão, mexilhão e ostra, têm os seus resultados à toxina DST por ZPB apresentados na Tabela 3.8.

Tabela 3.8 - Percentagem de amostras positivas em algumas das zonas de produção para quatro das espécies

Amêijoa Boa	ZPB	Berbigão	ZPB	Mexilhão	ZPB	Ostra gigante	ZPB
50%	Est. Lima	50%	Portimão 2	100%	L9 Tav - VRSA	12,50%	L2 Matosinhos
36,80%	Tavira 2	36,40%	Olhão 4	71,90%	L3 Aveiro	12,50%	Ria de Aveiro 1
35,70%	Portimão 2	35,70%	Olhão 3	59,10%	L4 Fig. Foz-Nazar	0	Est. Lima
33,30%	Ria de Alvor	31,30%	Fuzeta 1	58,60%	L1 Viana	0	Est. Mira
29%	Ria de Aveiro 2	26,70%	Ria de Alvor	54,80%	Ria de Aveiro 2	0	Faro 1
25%	Fuzeta 1	25%	Tavira 2	53,80%	Ria de Aveiro 1	0	Faro 2
20%	Ria de Aveiro 3	22,20%	Olhão 2	52,80%	L2 Matosinhos	0	Fuzeta 1
17,60%	Ria de Aveiro 1	21,10%	Ria de Aveiro 2	42,30%	Est. Lima	0	Guadiana
16,70%	Faro 2	19,30%	Est. Mondego 1	41,70%	Ria de Aveiro 3	0	L3 Aveiro
12,50%	Olhão 4	18,30%	RIAV3-RD	35,70%	Olhão 1	0	L7b Offshore
11,10%	Ria de Aveiro 4	18,20%	Est. Mondego 2	31,30%	L8 Faro-Olhão	0	L8 Faro-Olhão
6,90%	Cacela	18,20%	Ria de Aveiro 4	30,40%	L5 Penich-Lisboa	0	Ria de Alvor
0	Est. Do Sado 1	9,30%	Ria de Aveiro 1	30,20%	Est. Mira	0	Olhão 1
0	Est. Do Sado 2	5,90%	Lagoa Albufeira	27,50%	Ria de Aveiro 4	0	Olhão 2
0	Faro 1	5,50%	Olhão 5	27,30%	Olhão 5	0	Olhão 3
0	Lagoa Albufeira	5,30%	Faro 2	20,40%	L7c S. Vic-Portim	0	Olhão 4
DST <i>Ratio</i>		DST <i>Ratio</i>		DST <i>Ratio</i>		DST <i>Ratio</i>	
Média das ZPBs: 14%		Média das ZPBs: 16,1%		Média das ZPBs: 30%		Média das ZPBs: 1%	

Deve-se explicar que as inscrições a **bold** significam que o valor inscrito resulta de um campo de amostragem inferior a oito análises ($n \leq 8$), assim o valor inscrito deverá ser contextualizado na dimensão do campo de amostras; por exemplo o valor do mexilhão (MG) na zona L9 resulta de uma única amostra analisada no ano de 2014. A média dos resultados positivos nas análises à amêijoa é de 14%, enquanto a do berbigão chega aos 16%, o mexilhão atinge os 30%, e por fim, a ostra apenas regista 1% de resultados positivos.

Uma nota sobre o facto das médias apresentadas incluírem as análises ao conjunto das ZPB onde existe produção da espécie, apesar de parte das ZPB não constar na tabela apresentada. Chama-se a atenção para o quadro do mexilhão onde estão ausentes diversas ZPB que apresentam resultados cuja média é inferior a 20%, por critério adoptado na elaboração da tabela.

Os resultados permitem suspeitar que a diferença de acumulação tóxica por idêntica espécie nas diversas ZPB parece resultar das condições ambientais e físico-químicas particulares que caracterizam cada zona de produção.

Como já referenciado, a dinâmica biogeoquímica que determina os HAB é muito mutável e a mesma espécie de microalga não reage de modo semelhante a toxina idêntica se as condições físico-químicas são diferenciadas. Assim como, sob semelhantes condições físico-químicas diferenciam-se as respostas de diferentes espécies a uma toxina comum, independentemente da biogeoquímica de cada espécie

de microalga *per si*. Concluindo, a dinâmica biogeoquímica que rege o momento, determina uma diferenciação dos resultados nas espécies sob semelhante toxina.

Na Tabela 3.9 apresentamos a localização das produções que não revelaram problemas nas análises de biotoxinas efectuadas nas 151 semanas.

Tabela 3.9 - Conjugação ZPB /espécie, sem análises positivas nas 151 semanas

ZPB	Espécie	ZPB	Espécie
Ria Formosa, Faro, Cais Novo - Marchil	A. Boa	Estuário do Sado - Esteiro da Marateca	Berbigão
Olhão 1	A. Boa	Ria Formosa, Faro, Cais Novo - Marchil	Berbigão
Olhão 2	A. Boa	Lagoa de Albufeira	Berbigão
Olhão 3	A. Boa	Olhão 2	Berbigão
Olhão 5	A. Boa	Estuário do Mondego, Braço Sul	Lambujinha
Ria de Alvor - Povoação	A. Boa	LITORAL SETUBAL-SINES	Longueirão
LITORAL SETUBAL-SINES	A. Branca	Olhão 5	Longueirão
LITORAL FARO -OLHÃO	A. Branca	Ria de Aveiro, Canal de Ìlhavo	Longueirão
LITORAL TAVIRA - VRSANTÓNIO	A. Branca	Estuário do Mira	Ostra
Estuário do Sado - Canal de Alcácer	A. Japonesa	Ria de Aveiro, Canal de Mira	Ostra
Estuário do Tejo	A. Japonesa	Cacela	Ostra
Lagoa de Óbidos	A. Japonesa	Estuário do Lima	Ostra-
Ria de Aveiro, Canal de Mira	A. Japonesa	LITORAL S. VICENTE-PORTIMÃO	Pé-de-burrinho
Ria de Aveiro, Canal de Ìlhavo	A. Japonesa	LITORAL S. VICENTE-PORTIMÃO	Pé-de-burrinho
Estuário do Minho	A. Asiática	LITORAL TAVIRA - VRSANTÓNIO	Pé-de-burrinho
LITORAL SETUBAL-SINES	Ameijola		

Sobre a tabela anterior justifica-se explicar a sua presença, por nos parecer interessante verificar quais as conjugações ZPB-Espécie que nunca apresentaram presença de toxinas nas 151 semanas analisadas e por isso representarem os produtores que não foram afectados com os fenómenos de HAB neste período. Assinalamos a ausência do mexilhão; a única das espécies entre as de maior volume de produção que em todas as ZPBs onde é cultivado teve problemas de acumulação tóxica, durante algumas das 151 semanas em análise.

Aos resultados até agora apresentados procurou-se fornecer uma robustez estatística. Foi processada de início uma análise da dispersão com o Gráfico de caixas / *Boxplot* de modo a confirmar a existência de condições para realizar o teste paramétrico da ANOVA. Na Figura 3.9 assinala-se a dimensão da dispersão com as espécies a serem catalogadas por números (eixo das abcissas).

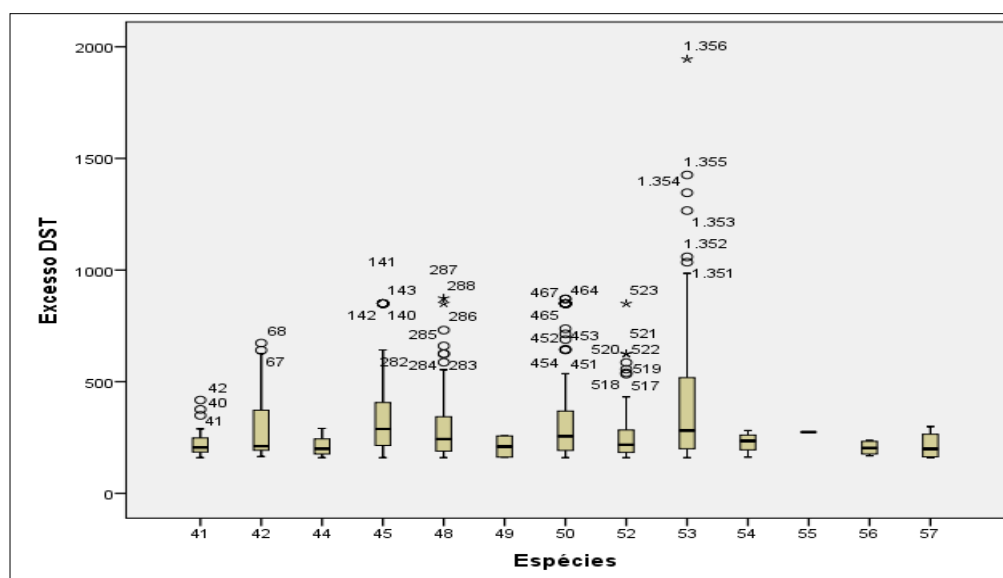


Figura 3.9 – Gráfico da dispersão das principais espécies relacionados com o excesso reportados de DST

No gráfico sobressaem os valores de maior magnitude assinalados no número 53 do eixo das abcissas correspondente ao mexilhão.

Escolheu-se a variável “Excesso de DST”, no intuito de comparar a média com os grupos populacionais das espécies cultivadas. No entanto verificou-se que todos os resultados relacionados com as espécies, com as zonas de produção e com as semanas do ano, forneceram uma grande variabilidade, o que levou à conclusão da impossibilidade de aplicação do teste pois o seu pressuposto principal (i.e. o(s) desvio(s)-padrão da(s) população(ões) em causa são considerados iguais) não estava a ser seguido.

Desaconselhada a aplicação da ANOVA pois as dimensões dos grupos são muito diferentes, tentou-se o teste de Welch ou de Brown-Forsythe, de modo a que um teste robusto de igualdade de médias e o teste da homogeneidade de variâncias autorizasse a realização de uma análise em componentes principais. Os resultados (i.e. *p-value* <0,05) ditaram a impossibilidade de realizar uma ANOVA sem transformar a variável, e.g. logaritmizar para alcançar a normalidade e a homogeneidade das variâncias.

Uma vez que os dados apresentavam uma grande variância, experimentou-se uma redução do número de variáveis iniciais e foram testadas matrizes de correlação numa Análise em Componentes Principais (ACP).

Os resultados da ACP confirmaram as componentes descritivas das séries temporais, i.e. tendência e sazonalidade relativamente à presença da toxina DST. Existe uma presença generalizada ao longo da nossa costa, com a duração de seis a oito semanas centradas na 20ª semana do ano, e uma segunda presença centrada no espaço entre a 30ª e a 40ª semana e com uma duração média de doze a quinze semanas. Não se obtiveram correlações diferentes das anteriormente obtidas. A Figura 3.10 e a Figura 3.11 ilustram alguns dos resultados obtidos.

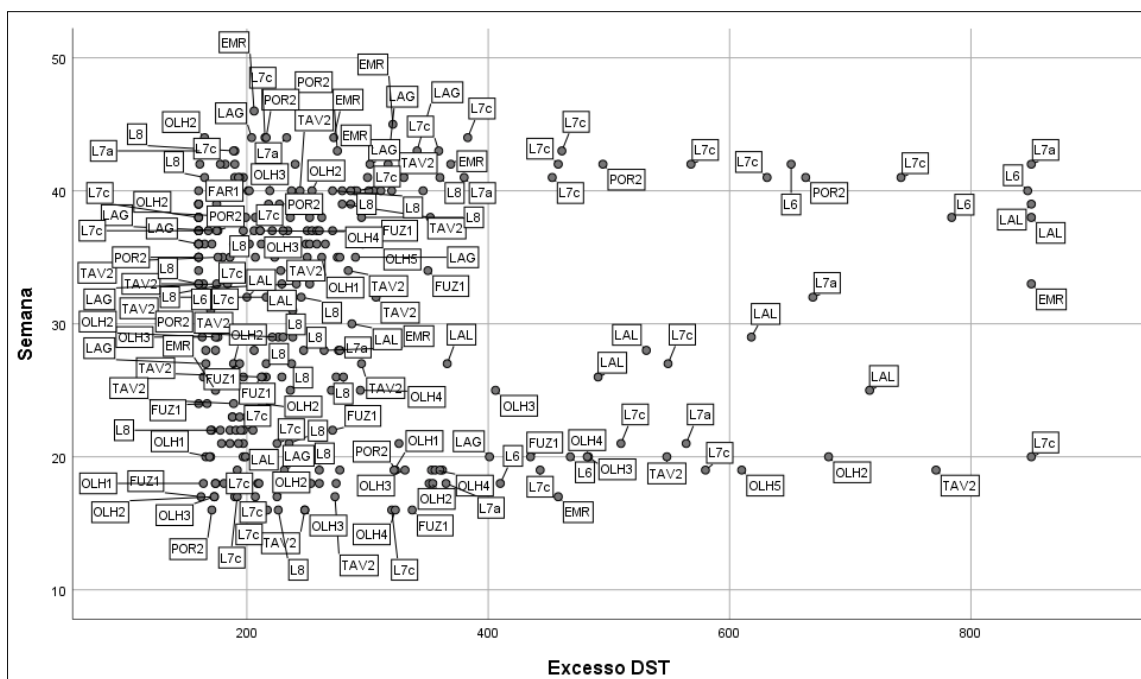


Figura 3.10 – Gráfico com excessos de DST (≥ 160 AO $\mu\text{g/kg}$) no mexilhão (2014 - 2017) com letreiros de zonas de produção

Na Figura 3.11 o eixo das abcissas (ZPB n) tem uma numeração ascendente de sentido norte – sul para as zonas de produção.

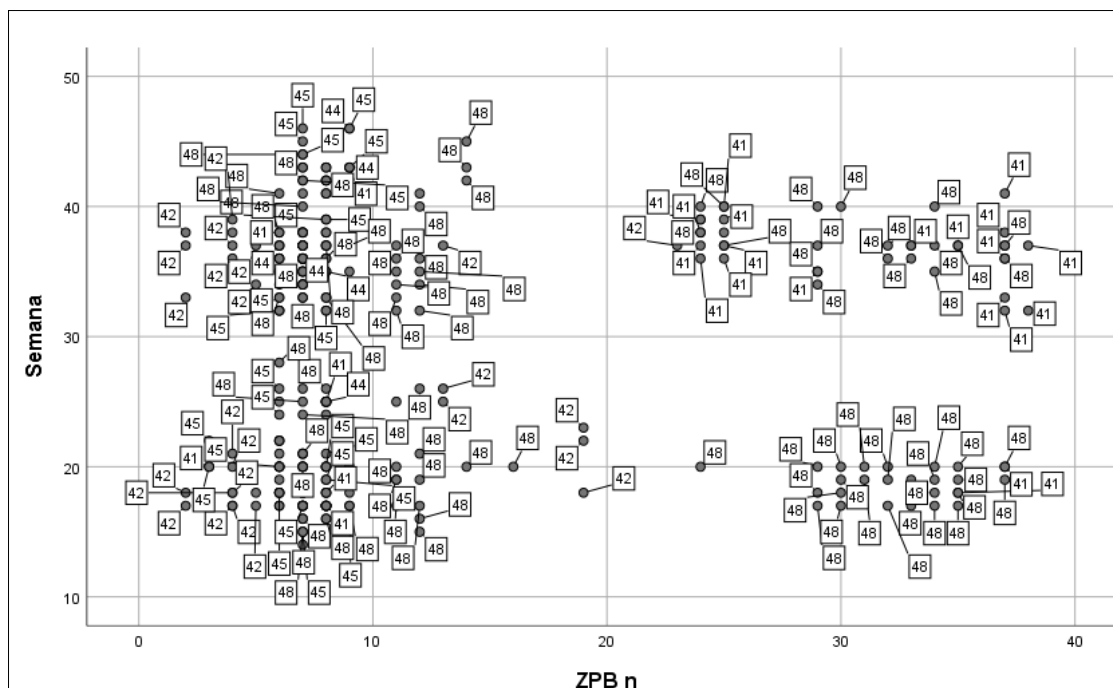


Figura 3.11 – Gráfico com excessos de DST nas amêijoas (2014-2017) com letreiros a identificar a espécie

Num resumo de resultados, verificou-se que por volta da semana 15/16 ou 31/33, o *upwelling* costeiro que chega à nossa costa, transporta diatomáceas portadoras de toxinas ASP que no espaço de uma ou duas semanas (sendo populações desiguais e efêmeras) são sucedidas por dinoflagelados. Os resultados apontam para serem os *blooms* de microalgas portadoras de ASP que se manifestam essencialmente na costa a norte do Estuário do Mondego, os geradores de *blooms* de dinoflagelados portadoras de DST que, por sua vez, são causa da grande quantidade das semanas de interdições que ocorre naquela região norte, pois os *blooms* aparentam uma tendência para se prolongarem por semanas. A região sul parece ser menos afectada pela sucessão característica do *spring blooms* de diatomáceas – dinoflagelados, uma vez que a identificação da presença de dinoflagelados portadores de DST não sugere uma dinâmica que seja sucessora de um *bloom* inicial de diatomáceas; afirmação que se justifica considerando a ausência nas semanas antecedentes de excessos de ASP.

Fazem-se agora algumas referências relacionadas com os quadros que foram apresentados.

- No Estuário do Lima (ELM), a toxicidade do mexilhão foi constante ao longo dos anos. A diversificação da produção, a partir de 2016, com a introdução de espécies como o berbigão, ostra e várias amêijoas (*A. boa*, *A. relógio*, *A. branca*, *A. japonesa* e *A. macha*), confirma uma maior susceptibilidade do mexilhão uma vez que todas as espécies introduzidas mantiveram-se próprias para consumo. No entanto, em 2017 a amêijoia-boa e a amêijoia-macha acusaram maior quantidade de análises com toxinas e por sua vez o mexilhão apenas acusou ultrapassagem dos limiares em 8,3% das análises realizadas.
- Se atentarmos aos resultados das análises de biotoxinas do mês de Maio de 2017 na zona Estuarino-Lagunar Olhão 2, evidencia-se uma suspeita sobre o facto de o longueirão ter uma capacidade de depuração da toxina DST inferior à amêijoia-boa, berbigão, mexilhão, ostra e amêijoia-cão. Verificamos que o longueirão continuou impróprio para consumo por mais duas semanas após a intoxicação inicial que atingiu o conjunto das espécies atrás referidas. Estas referências parecem confirmar a variabilidade dos bivalves nas reações a diferentes espécies de microalga e respectiva toxina presente.
- Numa análise ano a ano verificam-se algumas particularidades quanto às zonas litorais das ZPB pois os resultados de uma espécie influenciam sobremaneira a média da zona de produção; nas ZPB de Olhão é frequente apenas o mexilhão (MG) apresentar análises com resultados que ultrapassam os limiares regulamentares, a presença de outras quatro ou cinco espécies analisadas desvirtua a média final, reduzindo-a. Fenómeno semelhante acontece com a conquitilha (DT) nas ZPB, L7a, L7b, L8 e L9.
- Em 2014 no Estuário do Mondego (EMN2), tanto a lambujinha como o mexilhão não acusaram toxicidade. Nas zonas de produção EMN1 e EMN2, o

berbigão teve períodos de intoxicação em 2015. No ano de 2016, o berbigão foi a única espécie a acusar toxinas; a amêijoia-macha e a lambujinha forneceram análises negativas.

- No estuário do Mira (EMR), zona de produção de ostra portuguesa, japonesa e mexilhão, registaram-se análises positivas com o mexilhão nos anos de 2014, 2015 e 2016. Na primeira metade do ano de 2017 não ocorreu intoxicação em qualquer das três espécies em produção (i.e. CA, CG e MG).
- Na maioria das zonas da nossa costa, as semanas sucedem-se com o mexilhão a mostrar níveis de toxina acima do limiar regulamentar. No entanto, a literatura assinala que tal como a taxa de assimilação é elevada também a depuração tóxica é rápida, embora não se evidencie essa característica comparando com a evolução depurativa das outras espécies presentes na ZPB.

Apresentam-se estes acontecimentos para assinalar a importância de se conhecer a espécie da microalga portadora e a especificidade da toxina transportada, assim como as condições biogeoquímicas que a dinâmica existente produz. Como foi referenciado antes, a literatura aponta para que no processo metabólico de filtração, as interacções sejam específicas, em função da microalga presente, da toxina transportada, e das variáveis físicas caracterizadoras do momento, que provavelmente também diferenciam como e onde o bivalve acumula a toxina e a sua sequente capacidade de depuração; por exemplo, no mexilhão (*Mytilus edulis*) quando as toxinas são acumuladas no trato gastrointestinal, a depuração ocorre de modo mais fácil que quando as toxinas são assimiladas aos tecidos (FAO 80). Resulta do referenciado que os resultados da assimilação tóxica são muito diversificados e dependentes da caracterização biogeoquímica do momento.

Nem todos os HAB ocorridos foram identificados pois os dados iniciais referem-se à toxicidade da carne dos indivíduos analisados, e lembramos o que está referido na introdução quanto à existência de *blooms* de algas que não possuem toxinas ameaçadoras da saúde pública.

Uma nota para o facto de sido ponderada a realização de uma análise comparativa entre a percentagem de análises com resultados positivos (i.e. em excesso ao permitido pela legislação) da DST, com o número bruto de análises realizadas por Espécie, ZPB e Semana; concluiu-se que não obstante alguma informação obtida, esta não teria significado para o objectivo deste trabalho i.e. a identificação de padrões na ocorrência de *blooms*. A informação económica que se poderia extrair não seria muito diferente da que resulta na comparação directa entre o volume de produção da espécie ou respectivo valor económico, com o número de análises efectuadas às espécies; especificam-se as quantidades para o mexilhão (3222), berbigão (1265) e ostra (350) de um total de 6904 de que resultaram 1370 em excesso da toxina DST, o que representa 20% das análises realizadas. O controlo toxicológico à ostra cujas vendas registadas rondam as 1 000 toneladas (ver Tabela 1.3 na página 23)

e significam 1 850 000 € implica um número de análises assinalavelmente menor que o berbigão com vendas de 260 toneladas que são valorizadas em 98 000 € ou com o mexilhão cujas vendas registadas correspondem a 409 toneladas e são valorizadas em 330 000 €.

As diferenças na rentabilidade económica entre as espécies e o nível de risco que a produção de cada uma comporta aconselham que se encare uma alteração na actividade, procurando-se maior rendimento e segurança para os produtores, se apoiados para a conveniente reconfiguração da produção com criação de canais que assegurem o escoamento das suas novas produções.

A importância da produção de moluscos bivalves ganha nova dimensão com o conceito de “serviço prestado ao ecossistema” pela valorização da minimização dos efeitos negativos das águas eutrofizadas nas zonas costeiras. Embora não previna o desenvolvimento de um *bloom* (Guyondet et al. 2015) a alimentação filtradora do molusco curto circuita o desenvolvimento da hipóxia e promove a disponibilidade luminosa na água. Tratando-se de uma aquacultura organicamente extractiva a presença de espécies com taxas metabólicas de filtração mais intensas (e.g. mexilhão, amêijoia) em áreas eutrofizadas, reduz a concentração da matéria orgânica particulada. (Ferreira e Bricker, 2015).

A aquacultura de bivalves quando comparada com modelos terrestres de produção de proteína destinada ao consumo humano tem vantagens quanto à ocupação do território por libertar zonas terrestres de um condicionamento antropogénico; também as pegadas hídricas e carbónicas se diferenciam positivamente, pois tanto uma como outra são minimizadas se a capacidade de carga ecológica for respeitada e não se desenvolverem impactos ecológicos de magnitudes inaceitáveis, seja na diminuição da abundância de fitoplâncton, no enriquecimento orgânico do sedimento, ou em alterações aos ciclos dos nutrientes, (Guyondet et al. 2015). A eutrofização costeira origina um conjunto de impactos físicos, productivos, ecológicos e sociais que um adequado planeamento espacial marítimo que resulte da aplicação de modelos dinâmicos nos ecossistemas das espécies pode obviar, como demonstrado em Ferreira et al. (2014).

Ao serviço prestado pela filtração dos bivalves na redução da eutrofização costeira foi inicialmente proposto, por Lindahl et al. (2005), agregar um sistema de comércio de nutrientes por meio de créditos atribuídos para essa transacção que valoram os serviços prestados por evitar/substituir despesas com técnicas de remediação e quantificam os danos provocados ao ecossistema se nada fôr feito. Ferreira e Bricker (2015) referem que o conceito pode representar um comércio considerável, avaliando o serviço prestado no conjunto da União Europeia através da cultura de moluscos bivalves, em 18 a 26 mil milhões € por ano.

Neste sentido, a aparente problemática do mexilhão na maioria das zonas de produção da nossa costa, poderia ser atenuada quanto aos prejuízos económicos provocados pelos *blooms*, se quantificado o serviço prestado ao ecossistema na melhoria da qualidade da água pela filtração dos bivalves, através de um sistema de crédito de nutrientes; existiria deste modo uma compensação pelo risco da actividade, minorando os riscos aos agentes envolvidos.

Esperava-se que o trabalho aqui apresentado pudesse extrair informação mais apurada se houvesse uma imersão dos dados num programa estatístico como o SPSS. Percebemos que a reduzida dimensão das variáveis, inviabilizaram conclusões mais significativas que as alcançadas pela anterior construção e manipulação das tabelas de dados com o programa Excel do Microsoft®Office 2007.

Concluimos que para gerar uma série de tempo que se caracterize como previsional na busca de padrões biológicos, necessitamos de uma descrição de habitat; variável, gerada provavelmente com dados de satélite e de outros modelos oceanográficos, conjugados com variáveis físicas. Confirma-se a necessidade referenciada na literatura de conjugar e articular informação com os dados obtidos de diferentes disciplinas.

Identificámos as espécies mais problemáticas para a produção e comercialização dos bivalves (i.e. mexilhão), a área geográfica mais afectada (i.e. zona norte até à Lagoa de Óbidos), a toxina mais frequente (i.e. DST) e uma outra toxina que surge com recente e significativa frequência (i.e. PSP).

4 Conclusões

Com os resultados alcançados na análise estatística a corroborarem as indicações extraídas no trabalho de construção de mapas sob diferentes variáveis e parâmetros, ficou evidenciada a existência de zonas de produção de bivalves (i.e. ria de Aveiro) onde será desaconselhado a actividade, assim como espécies (i.e. mexilhão) que deverão ter a sua produção ensaiada em zonas onde os problemas de acumulação da toxina mais frequente (i.e. DST) são de baixa magnitude ou ausentes (i.e. estuário do Sado).

A conveniência de uma intervenção preventiva em algumas das zonas estuarino-lagunares como por exemplo a ria de Aveiro, que supomos também afectada por descargas com origem terrestre, que conjugada com a entrada da água oceânica portadora das toxinas, com prolongado tempo de residência na ria, origina uma situação de *bloom* que a taxa de filtração dos mexilhões presentes não consegue resolver; as sucessivas semanas de interdição por nós identificadas confirmam a necessidade de uma intervenção, também para uma reposição da qualidade ecológica da ria.

Os resultados apresentados ao identificarem as espécies (i.e. mexilhão), uma espacialização ao longo da nossa costa (i.e. zona norte até à Lagoa de Óbidos), e uma evolução temporal das toxinas (i.e. de maio a novembro), permitem introduzir a questão da necessidade de abordar uma eventual reconfiguração da actividade, seja na perspectiva de saúde pública, económica e ambiental.

No campo da saúde pública e quanto ao volume de interdições e ao volume de produção, é de suspeitar que ocorra alguma introdução no mercado abastecedor de moluscos bivalves impróprios para consumo que não originarão acontecimentos de intoxicação humana seja por os níveis serem pouco acima do limiar regulamentar ou por a quantidade ingerida não ser suficiente para provocar intoxicações agudas. Uma suspeita que se apoia na quantidade de semanas interditas e nas espécies mais afectadas em determinadas zonas de produção. A particularidade da situação tóxica do mexilhão é generalizada ao longo da nossa costa e caracteriza-se por acusar, maioritariamente, níveis de DST em ligeiro excesso ao limiar regulamentado pela UE; garantindo a ausência de risco para a saúde pública, seria do interesse das autoridades portuguesas promoverem investigação que suportasse uma extensão do limiar existente para a presença de DST acumulada nos tecidos do mexilhão e que incentivarem investigação de técnicas de depuração após colheita. Deste modo a actividade relacionada com o mexilhão poderá ter um desenvolvimento que por agora não parece possível sem alguma regra europeia de excepionalidade para a situação portuguesa.

Confirma-se neste trabalho a existência do problema para a aquacultura na costa portuguesa. Na pesca de arrasto de moluscos bivalves exercida nos bancos naturais identifica-se um elevado risco quanto ao potencial de comercialização das capturas, pois o número de semanas interditas particularmente na zona Litoral norte estende-se ao longo de todo o ano. Semanas que levam a uma consequente paralisação das embarcações e equipagem. Dias de paragem do trabalho que se repercute em perdas económicas de pescadores e armadores.

A diferença de susceptibilidade quanto aos *blooms* entre ZPB com igual espécie sugere que nas zonas mais afectadas seja reconsiderada a espécie mais indicada para produção e também economicamente mais interessante face ao valor de mercado. Apontamos para que as espécies produzidas sejam adequadas às características das zonas de produção; desse modo, pode-se perspectivar uma maior capacidade de resiliência da produção aos *blooms* tóxicos de algas. Como actividade tradicional que é, uma alteração de hábitos na aquacultura de moluscos bivalves será sempre um assunto a provocar reacções negativas nos agentes envolvidos. No entanto poderá também ser a oportunidade para surgir algum tipo de formação que habilite os produtores a capacitarem-se da conveniência de uma adaptação da sua actividade aos efeitos negativos dos HAB minorando os prejuízos na sua produção.

Fica assinalada a importância de articular diversas disciplinas para a previsão destes fenómenos biológicos com origem oceânica que afectam a produção de proteína por bivalves. A informação que habilitará a sólidas tomadas de decisão no futuro será resultado da conjugação de informação provenientes da Observação Terrestre por satélite e dos diferentes algoritmos desenvolvidos para abordar a questão de HAB, dos dados da concentração de pigmentos fotossintéticos, da recolha de dados *in-situ*, da informação previsional da meteorologia, dos modelos oceânicos “tridimensionais” com camadas de dados SIG e dos *Continuous Plankton Recorders*. A informação que resulta dos dados das diferentes disciplinas poderá ser centralizada, gerida e disponibilizada por meio de um sítio na Internet, tornando acessível a todos os interessados o conhecimento disponível. Algo semelhante já existe na organização “Copernicus Marine Service” (CNEMS) com acesso público através do seu sítio de Internet que disponibiliza o conhecimento reunido de diversas proveniências.

Pensando em desenvolvimentos futuros será indispensável a monitorização de *blooms*, pois o conhecimento da dinâmica biogeoquímica dos *blooms* ainda não está sistematizado e não dispomos de conhecimento que garanta não haver alguma crescente probabilidade para *blooms* não tóxicos evoluírem para *blooms* com algum tipo de toxicidade, e/ou outras dinâmicas por ora ignoradas. Em modelações futuras que incorporem os impactos das alterações climáticas, a descrição dos efeitos da temperatura nos processos fisiológicos deve ser considerada (Guyondet et al. 2015), sabe-se que a alteração do balanço de energia nos ecossistemas promove alteração da

composição do fitoplâncton com desconhecidas consequências na produção de proteínas tóxicas.

As particularidades de cada país ou de cada zona costeira quanto ao mercado e às espécies próprias deverão ser consideradas para futuros desenvolvimentos. A especificidade do local, da célula, da toxina produzida pela célula e das condições biogeoquímicas que determinam o resultado, são exemplificadas ao compararmos os resultados aqui apresentados com os de um estudo (Hallegraef, 1995) realizado no estado americano de Washington, onde os resultados apontam uma prevalência de ácido ocadáico nas ostras, contrária o que apresentamos aqui para a nossa costa, i.e. a ostra no trabalho referido assinala maior acumulação de toxinas que o mexilhão ou a amêijoa.

As respostas devem ser diversificadas e para isso têm que envolver toda a cadeia de interessados, sejam entidades públicas, empresas privadas ou consumidores. Terminamos citando Kudela et al. (2015) recordando que os HAB são um assunto global que necessita de cooperação internacional e soluções locais, integrando pesquisa científica, actores políticos, público em geral e os agentes envolvidos a vários níveis nos impactos de HAB e na aquacultura de bivalves.

Indica-se neste trabalho onde será necessário algum tipo de intervenção sobre as espécies produzidas, na tentativa de minorar os efeitos negativos sobre a produção, sobre a qualidade do ecossistema, e sobre os riscos para a saúde pública. Tratando-se de um projecto de pequena escala, os resultados apresentados devem ser encarados com cautela. A inexistência de trabalhos semelhantes nesta área justifica o interesse deste contributo, que por sua vez, aponta para o muito trabalho que há a desenvolver quanto à questão dos HAB.

5 Anexos

Anexo 1 - Glossário das espécies Bivalvia presentes nas ZPB da costa continental

Nome científico	Nome vulgar	Acrónimo
<i>Venerupis aurea</i>	Amêijoa-cão	VA
<i>Ruditapes decussatus</i>	Amêijoa-boia	RD
<i>Spisula solida</i>	Amêijoa-branca	SS
<i>Ruditapes philippinarum</i>	Amêijoa-japonesa	TP
<i>Venerupis corrugata</i>	Amêijoa-macha	VP
<i>Dosinia exoleta</i>	Amêijoa-relógio	DE
<i>Corbicula fluminea</i>	Amêijoa-asiática	CF
<i>Callista chione</i>	Ameijola	CC
<i>Cerastoderma edule</i>	Berbigão	CE
<i>Glycymeris glycymeris</i>	Castanhola	GG
<i>Donax trunculus</i>	Conquilha	DT
<i>Scrobicularia plana</i>	Lambujinha	SP
<i>Ensis siliqua</i>	Longueirão	ES
<i>Mytilus edulis</i>	Mexilhão	MG
<i>Solen marginatus</i>	Navalha	SM
<i>Crassostrea spp</i>	Ostra	CG
<i>Venus verruca</i>	Pé-de-burrinho	CH
<i>Tellina crassa</i>	Telina grande	TL

Anexo 2 – Limiares de detecção de toxinas aplicado pelo IPMA

Glossário		Limiares de detecção	
Diarrhetic Shellfish Toxins	(DST)	≥160 AO + DTXs µg/kg	(DST)
Amnesic Shellfish Poisoning	(ASP)	≥20 mg ácido domóico/Kg	(ASP)
Paralytic Shellfish Poisoning	(PSP)	≥800 µg de saxitoxina eq/kg	(PSP)
*DST: AO (ácido ocadáico) + DTXs (outras toxinas lipofílicas)			
Acrónimos utilizados		ND: limites de detecção	
ND - Não detectado		AO+DTXs: 9 µg AO equivalente/kg tecido (AO- ácido ocadáico)	
NR - Não realizado		ASP: 0.8 mg AD/kg tecido (AD - ácido domóico)	
NQ - Não quantificável		PSP: 55 µg STX equivalente /kg tecido (STX - saxitoxina)	

Anexo 3 – Classificação das zonas de produção de bivalves do IPMA e dos corpos de água continentais segundo o TICOR; quadro comparativo

	Zonas IPMA	TICOR
	Zonas Litorais	
LITORAL DE VIANA	LI	A5
LITORAL MATOSINHOS	L2	A5
LITORAL AVEIRO	L3	A5
LITORAL FIG FOZ NAZARÉ	L4	A5
LITORAL PENICHE LISBOA	L5	A6
LITORAL SETUBAL-SINES	L6	A6
LITORAL ALJEZUR S.VICENTE	L7	A6
LITORAL Offshore	L7b	A6
LITORAL S. VICENTE-PORTIMÃO	L7c	A6
LITORAL FARO -OLHÃO	L8	A7
LITORAL TAVIRA - VRSANTÓNIO	L9	A7
	Zonas Estuarinas	TICOR
<i>Estuário do Minho</i>	EMI	A1
<i>Estuário do Lima</i>	ELM	A1
Ria de Aveiro, triângulo das correntes _ Moacha	RIAV1	A2
Ria de Aveiro, Canal de Mira	RIAV2	A2
Ria de Aveiro, Canal Principal - Espinheiro	RIAV3	A2
Ria de Aveiro, Canal de Ílhavo	RIAV4	A2
Estuário do Mondego, Braço Norte	EMN1	A2
Estuário do Mondego, Braço Sul	EMN2	A2
<i>Lagoa de Óbidos</i>	LOB	A3
Estuário do Tejo	ETJ	A2
<i>Lagoa de Albufeira</i>	LAL	A3
Estuário do Sado - Esteiro da Marateca	ESD1	A2
Estuário do Sado - Canal de Alcácer	ESD2	A2
Estuário do Mira	EMR	A2
Ria de Alvor	LAG	A4
Ria de Alvor - Povoação	POR2	A4
Portimão Rio de Arade, Parchal	POR3	A4
Ria Formosa, Faro, Cais Novo - Marchil	FAR1	A4
Ria Formosa, Faro . Regato de Azeites - Largura	FAR2	A4
Olhão 1	OLH1	A4
Olhão 2	OLH2	A4
Olhão 3	OLH3	A4
Olhão 4	OLH4	A4
Olhão 5	OLH5	A4
Fuzeta	FUZ1	A4
Tavira	TAV2	A4
Cacela	VT1	A4
Rio Guadiana	GUA	A4
A1, A2 : Transitional waters		
A3 - A7 : Coastal waters		

Anexo 4 - Tabela com semana do ano e respectivo número de interdições decretadas na costa continental, por toxina

Week / Area	2014 DST	2015 DST	2016 DST	2017 DST	2014 ASP	2015 ASP	2016 ASP	2017 ASP	2014 PSP	2015 PSP	2016 PSP	2017 PSP
Week 1	-	0	2	2	-	0	0	0	-	0	1	5
Week 2	-	1	0	2	-	0	0	0	-	0	0	5
Week 3	-	1	1	1	-	0	0	0	-	0	0	4
Week 4	-	0	1	0	-	0	0	0	-	0	0	2
Week 5	-	0	1	1	-	0	0	0	-	0	0	2
Week 6	-	0	0	0	-	0	0	0	-	0	0	2
Week 7	-	0	0	0	-	0	0	0	-	0	0	4
Week 8	-	0	0	2	-	0	0	0	-	0	0	1
Week 9	-	0	0	0	-	0	0	0	-	0	0	1
Week 10	-	0	0	1	-	0	0	0	-	0	0	0
Week 11	-	0	0	0	-	0	0	0	-	0	0	1
Week 12	-	0	0	0	-	0	0	0	-	0	0	1
Week 13	-	0	0	0	-	0	0	0	-	0	0	0
Week 14	-	0	2	1	-	0	0	2	-	0	0	0
Week 15	-	0	0	0	-	3	0	0	-	0	0	0
Week 16	-	6	5	7	-	1	0	0	-	0	0	0
Week 17	-	10	5	7	-	0	0	0	-	0	0	0
Week 18	-	6	20	4	-	0	0	0	-	0	0	0
Week 19	-	8	23	8	-	0	0	0	-	0	0	0
Week 20	-	12	25	9	-	0	0	0	-	0	0	0
Week 21	-	10	16	6	-	0	0	0	-	0	0	0
Week 22	-	7	18	9	-	0	0	0	-	0	0	0
Week 23	-	9	7	0	-	0	0	0	-	0	0	0
Week 24	-	10	9	0	-	0	0	0	-	0	0	0
Week 25	-	16	6	0	-	0	0	0	-	0	0	0
Week 26	-	18	8	0	-	0	0	0	-	0	0	0
Week 27	-	14	5	-	-	0	0	0	-	0	0	-
Week 28	-	12	9	-	-	0	0	-	-	0	0	-
Week 29	-	9	6	-	-	0	0	-	-	0	0	-
Week 30	-	7	1	-	-	0	0	-	-	0	0	-
Week 31	-	9	4	-	-	0	1	-	-	0	0	-
Week 32	9	7	5	-	-	1	0	-	0	0	0	-
Week 33	9	12	8	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 34	13	9	4	-	1	0	0	-	0	0	0	-
Week 35	22	11	6	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 36	18	17	8	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 37	21	19	7	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 38	14	17	5	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 39	13	13	8	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 40	17	21	5	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 41	15	13	6	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 42	11	17	5	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 43	5	15	11	-	0	0	1	-	0	0	0	-
Week 44	7	15	4	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 45	6	10	6	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 46	5	6	6	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 47	4	7	7	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 48	2	3	0	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 49	3	4	4	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 50	1	1	1	-	0	0	0	-	0	0	0	-
Week 51	2	2	4	-	0	0	0	-	0	0	2	-
Week 52	2	0	1	-	0	0	0	-	0	0	5	-
TOTAL	199	384	285	60	1	5	2	3	0	0	8	28

6 Referências

- Anderson, D.M., S.B. Galloway, and J.D. Joseph. (1993). Marine biotoxins and harmful algae: A national plan. Woods Hole Oceanographic Institution technical report WHOI 93-02. Woods Hole, MA: Woods Hole. Oceanographic Institution. 59 pp
- Anderson, D. M. (1997) Turning back the harmful red tide Nature 388, 513-514 (August 1997)
- Anderson, D. M. (2009). Approaches to monitoring, control and management of *Harmful Algal Blooms* (HABs) Biology Department, MS 32, Woods Hole Oceanographic Institution, Woods Hole, MA 02543, USA. doi:10.1016/j.ocecoaman.2009.04.006
- Anderson, J. S. ; Lall, S. P. ; Anderson, D. M. ; McNiven, M. A., (1995). Availability of amino acids from various fish meals fed to Atlantic salmon (*Salmo salar*). Aquaculture, 138, 291-30
- AquaMar Project. <http://www.copernicus.eu/projects/aquamar>, acedido em 22 de julho de 2017.
- AQUA-USERS (2014). Kurekin, A., Martinez Vicente, V., Sá, C., Fragoso, B.D.D., Icely, J., Amorim, A., Hansen, L. B., Kaas, H., Johnsen, T., Poser, K., Eleveld, M., Miller, P.I. (2014) "Methods for HAB detection", AQUA-USERS deliverable D3.3 , EC FP7 grant agreement no: 607325, 30pp. © Copyright 2014, the member of the AQUA-USERS
- Botelho, M. J. Vale, C. Ferreira, J. G. (2015) Profiles of paralytic shellfish toxins in bivalves of low and elevated toxicities following exposure to *Gymnodinium catenatum* blooms in Portuguese estuarine and coastal waters. Elsevier. Chemosphere (2015) <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.072>
- Brewin, R. J.W. ; Hardman-Mountford, N. J. ; Lavender, S. J. ; Raitsos, D. E. ; Hirata, Takafumi ; Uitz, J. ; Devred, E. ; Bricaud, A. C. ; Aurea Gentili, B. . 2011. An intercomparison of bio-optical techniques for detecting dominant phytoplankton size class from satellite remote sensing. Elsevier. Remote Sensing of Environment 115 (2011) 325–339. doi:10.1016/j.rse.2010.09.004
- Bucair, N. M.. (2013). Detecção remota para distinção de fitoplâncton na costa portuguesa. Dissertação. Departamento de Ambiente e Ordenamento - Universidade de Aveiro. 2013.
- Bushaw-Newton, K.L. and Sellner, K.G. (1999a) (on-line). Harmful Algal Blooms. In: NOAA's State of the Coast Report. Silver Spring, MD: National Oceanic and Atmospheric Administration. http://state-of-coast.noaa.gov/bulletins/html/hab_14/hab.html; acedido em 22 de Julho de 2017.
- *(1999a) entrevista anexa a Fran Van Dolah - Research Biochemist, Center for Coastal Environmental Health and Biomolecular Research, National Ocean Service, NOAA
- CEFAS - Centre for Environment Fisheries and Aquaculture Science. <https://www.cefaz.co.uk/cefaz-data-hub/food-safety/habs-surveillance-programmes-and-monitoring/> , acedido em 22 de Julho de 2017
- Chopin, T. (2011). Progression of the Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA) concept and upscaling of IMTA systems towards commercialization. Aquaculture Europe, 36, 5–12. 2011.
- Chotiyaputta, C. & K. Hirayama. (1978). Food selectivity of the rotifer *Brachionus plicatilis* feeding on phytoplankton. Mar. Biol. 45: 105-III.
- Devred, E., Sathyendranath, S., Stuart, V., Platt, T., 2011. A three component classification of phytoplankton absorption spectra: Application to ocean-color data. Remote Sens. Environ. 115, 2255–2266.
- DGRM https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=0006932&contexto=bd&selTab=tab2
- Dias, J.M. A. (1987) – Dinâmica Sedimentar e Evolução Recente da Plataforma Continental Portuguesa Setentrional. Dissertação de Doutoramento, 384p., Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal

DocMet 343 1 Documento Metodológico. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas – Direcção Geral das Pescas e Aquicultura. (2008) pdf acedido na Rede em 22 de Julho de 2017.

EB, (2017). Enciclopédia Britânica - bivalve classe de molusco; written by: Brian Morton. <https://www.britannica.com/animal/bivalve>, acedido em 22 de Julho de 2017.

Edwards, M. e Johns, D.; Leterme, S.; Svendsen, E.; Richardson, A. (2006). Regional climate change and harmful algal blooms in the northeast Atlantic *Limnol. Oceanogr.*, 51(2), 2006, 820–829 q 2006, by the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Ehler C., Douvère F. Marine spatial planning: a step-by-step approach towards ecosystem-based management. Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme, IOC Manual and Guides No. 53, ICAM Dossier No. 6. Paris: UNESCO, (2009).

ESPAÇO AQUICULTURA. Anuário divulgado pelo Instituto Nacional de Estatística (INE) e a Direcção- Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos (DGRM). (2015). <https://eaquicultura.pt/acores/> e <https://eaquicultura.pt/madeira/Estatísticas da Pesca 2015>, acedido em 22 de Julho de 2017.

EUMOFA 2016. European Market Observatory for Fisheries and Aquaculture Products. European Commission (2016). , <http://www.eumofa.eu>, acedido em 12 de Dezembro de 2017

FAO 2016 The State of World Fisheries and Aquaculture (2016) : contributing to food security and nutrition for all. Food and Agriculture Organization of United Nations. Rome 2016.

FAO 604, (2016) Marine spatial planning for enhanced fisheries and aquaculture sustainability *FAO FISHERIES AND AQUACULTURE: PAPER 604*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 2016

FAO 80, (2004). Marine Biotoxins: Technical papers. FAO FOOD AND NUTRITION PAPER 80. Food and Agriculture Organization of the United Nations .Rome, 2004. acedido em 22 Julho 2017 <http://www.fao.org/docrep/007/y5486e/y5486e00.htm# Contents>, acedido em 22 de Julho de 2017.

Ferreira da Silva, J. C. do V. (2012). A Plataforma Continental Portuguesa. Análise do Processo de Transformação do Potencial Estratégico em Poder Nacional. Grupo de Estudos e Reflexão Estratégica. CADERNOS NAVAIS Nº 43 – Outubro – Dezembro de 2012.

Ferreira, J.G. e Bricker, S.B., (2015) Goods and services of extensive aquaculture: shellfish culture and nutrient trading *Aquacult Int* (2016) 24:803–825 DOI 10.1007/s10499-015-9949-9

Ferreira JG, Saurel C, Lencart e Silva JD, Nunes JP, Vazquez F (2014) Modelling of interactions between inshore and offshore aquaculture. *Aquaculture* 426-427:154–164. www.elsevier.com/locate/aqua-online

Funge-Smith, S. and Phillips, M. J. (2001) Aquaculture Systems and Species – FAO Technical Proceedings of the Conference on Aquaculture in the Third Millennium, Bangkok, Thailand, 20-25 February 2000. pp. 129-135. NACA, Bangkok and FAO, Rome. <http://www.fao.org/docrep/003/ab412e/ab412e07.htm>, acedido em 22 de Julho de 2017.

Funge-Smith, S.; Briggs, M.; Miao, W. (2012) Asia-Pacific Fishery Commission (APFIC) Regional overview of fisheries and aquaculture in Asia and the Pacific 2012. Food and Agriculture Organization of the United Nations Regional Office for Asia and the Pacific. Bangkok, 2012. RAP PUBLICATION 2012/26

GeoHAB (2001). Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms, Science Plan. Glibert, P. and Pitcher, G. (eds). SCOR and IOC, Baltimore and Paris. 87 pp.

Guyondet, T. & Comeau, L. & Bacher, C. & Grant, J. & Rosland, R. & Sonier, R. & Filgueira, R. (2015) Climate Change Influences Carrying Capacity in a Coastal Embayment Dedicated to Shellfish Aquaculture *Estuaries and Coasts* (2015) 38:1593–1618. DOI : 10.1007/s12237-014-9899-x

Hallegraeff, G. M. (1993) A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*: March 1993, Vol. 32, No. 2, pp. 79-99 <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-32-2-79.1>

- Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M., Cembella, A.D. (1995/2004) Manual on Harmful Marine Microalgae. IOC Manuals and Guides nº33, UNESCO 2004.
- Hallegraeff, G.M., Bolch C.J. (1992) Transport of dinoflagellate cysts in ship ballast water: implications for plankton biogeography and aquaculture. *J. Plankton Res* 14: 1067-1084
- Hallegraeff, G.M. (2010) Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge. *Journal Of Phycology*, [s.l.], v. 46, n. 2, p.220-235, abr. 2010. Wiley-Blackwell. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1529-8817.2010.00815.x>.
- Hays, G.; Hinder, S.; Edwards, M.; Gravenor, M.; Roberts, E.; Walne, A. (2012). Changes in marine dinoflagellate and diatom abundance under climate change April 2012. *Nature Climate Change* 2(4):271-275. DOI 10.1038/nclimate1388
- Hobday, A.J., e Hartog, J.R.. (2014). Derived ocean features for dynamic ocean management. *Oceanography* 27(4):134–145, DOI: <http://dx.doi.org/10.5670/oceanog.2014.92>.
- Holligan, P. M., Groom, S. B., & Harbour, D. S. (1993). What controls the distribution of the coccolithophore, *Emiliania huxleyi*, in the North Sea? *Fisheries Oceanography*, 2(3-4), 175-183.
- House, J. I., Prentice, I. C., & Le Quéré, C. (2002). Maximum impacts of future reforestation or deforestation on atmospheric CO₂. *Global Change Biology*, 8, 1047–1052.2002.
- IFREMER <http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/ciem/aindex.htm>. Figuras 1.2.4, 1.2.5, 1.2.6 (retirado de FAO 80, 2004) acedido em 22 de Julho de 2017.
- IGEO dev.igeo.pt/atlas/Cap1/Cap1b/pg_29/image.html
- INE https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=00014&contexto=bd&selTab=tab2 acedido em 22 de Julho de 2017, acedido em 22 de Julho de 2017.
- Instituto Espanöl de Oceanografia. <http://www.ieo.es/es/>, acedido em 22 de Julho de 2017
- IOCCG (2009). Remote Sensing in Fisheries and Aquaculture. Forget, M.-H., Stuart, V. and Platt, T. (eds.), Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, No. 8, IOCCG, Dartmouth, Canada.
- IOCCG (2016). Observation of Harmful Algal Blooms with Ocean Colour Radiometry. Bernard, S. (ed.), IOCCG Report Series, No. 17, International Ocean Colour Coordinating Group, Dartmouth, Canada.
- IPMA <http://www.ipma.pt/pt/pescas/bivalves/>
<http://www.ipma.pt/pt/pescas/bivalves/historico/index.jsp>, acedidos em 22 de Julho de 2017
- IPMA/enciclopédia₁, (2017). Silva, H. A. ;Costa, P. ;Rodrigues, S.
<http://www.ipma.pt/pt/enciclopedia/pescas/index.html?page=index.xml>, acedido em 22 de Julho de 2017.
- IPMA/enciclopédia₂, (2017). Moita, M. T. ;Palma, A. S. ;Vilarinho, M. da G.
<http://www.ipma.pt/pt/enciclopedia/pescas/index.html?page=blooms.fitoplancton.xml>, acedido em 22 de Julho de 2017.
- Jochem, F., & Babenerd, B. (1989). Naked Dictyocha speculum—a new type of phytoplankton bloom in the Western Baltic. *Marine Biology*, 103(3), 373-379.
- Kallee, U. (2002). Living With Harmful Algal Blooms: HAB Management For Aquaculture Farms Thesis · January 2002 DOI: 10.13140/2.1.1639.8721
- Kelly, C., Gray, L., Schucksmith, R. & Tweddle, J.F. (2014). Review and evaluation of marine spatial planning in the Shetland Islands. *Marine Policy*, 46: 152–160.
- Kudela, R.M. (2015). Harmful Algal Blooms. A Scientific Summary for Policy Makers. IOC/UNESCO, Paris (IOC/INF-1320).
- Kurekin, A.A. Miller, P.I. Van der Woerd, H.J. (2014). Satellite discrimination of *Karenia mikimotoi* and *Phaeocystis* harmful algal blooms in European coastal waters: Merged classification of ocean colour data. *Elsevier. Harmful Algae* 31 (2014) 163–176 doi:10.1016/j.hal.2013.11.003

Lindahl O.; Hart R.; Hernroth B.; Kollberg S.; Loo, Lars-Ove; Olrog L.; Rehnstam-Holm A.; Svensson J.; Svensson S.; Syversen, U. Improving Marine Water Quality by Mussel Farming: A Profitable Solution for Swedish Society (2005). *AMBIO: A Journal of the Human Environment* **2005** 34 (2), 131-138

Lo Cicero, V. R. (ed.).(1974). Proceedings of The First International Conference on Toxic Dinoflagellate Blooms. Boston: Massachusetts Science And Technology Foundation, 1974. 541 p. [https://darchive.mblwhoilibrary.org/bitstream/handle/1912/1511/WHOI%2089 36.pdf?sequence=1](https://darchive.mblwhoilibrary.org/bitstream/handle/1912/1511/WHOI%2089%2036.pdf?sequence=1), acedido em 22 de Julho de 2017.

MAMAOT, (2011) - POEM - volume 5 - Relatório de diagnóstico e fundamentação técnica da proposta de plano de ordenamento do espaço marítimo.

Margalef, R., Estrada, M. and Blasco, D. (1979). "Functional morphology of organisms involved in red tides, as adapted to decaying turbulence [Dinoflagellates, Algae]." *Developments in marine biology* (1979).

Marine Strategy Framework Directive (MSFD, 2008/56/EC) Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy

Meaden, G.J., Aguilar-Manjarrez, J., Corner, R.A., O'Hagan, A.M. & Cardia, F. (2016). Marine spatial planning for enhanced fisheries and aquaculture sustainability – its application in the Near East. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 604*. Rome, FAO.

Michener, R. H. II. Lajtha, K. (2007). *Stable isotopes in ecology and environmental science / edited by Robert Michener and Kate Lajtha. – 2nd ed. p. cm. Library of Congress Cataloging-in-Publication Data. Includes bibliographical references and index. ISBN-13: 978-1-4051-2680-9 (pbk. : alk. paper) ISBN-10: 1-4051-2680-9 (pbk. : alk. paper)*

Moore SK, Mantua NJ, Salathe ET. (2011). Past trends and future scenarios for environmental conditions favoring the accumulation of paralytic shellfish toxins in Puget Sound shellfish. *Harmful Algae* 10:521–529

Murray, A.G. e Gubbins, M.(2016). Spatial management measures for disease mitigation as practiced in Scottish aquaculture. *Marine Policy* 70 (2016) 93–100

Nair, A. ;Shubha,S. ;Platt, T. ;Morales, J. ;Stuart, V. ;Forget , M.-H. ;Devred, E. ;Bouman, H. (2008). Remote sensing of phytoplankton functional types . Elsevier. *Remote Sensing of Environment* 112 (2008) 3366–3375. doi:10.1016/j.rse.2008.01.021

NEO- Nasa Earth Observatory
http://neo.sci.gsfc.nasa.gov/view.php?datasetId=MY1DMM_CHLORA&date=2016-11-01. Acedido em 11 Novembro 2016

OC_CCI (2014). Ocean Colour Climate Change Initiative (OC_CCI) - Phase One CAR, Climate Assessment Report, ESA Ref.AO-1/6207/09/I-LG 2014)

Okaichi, T., D.M. Anderson & T. Nemoto (1989). (eds). *Red Tides: Biology, Environmental Science and Toxicology*. Elsevier, New York, 489 pp.

Oliveira,P.B.,Nolasco,R.,Dubert,J.,Moita,T.,Peliz,A.,(2009).Surface temperature, chlorophyll and advection patterns during a summer upwelling event of central Portugal. 2009. *Continental Shelf Research* 29,759–774.

Open Access (Berlin Declaration on Open Access to Knowledge in the Sciences and Humanities <https://openaccess.mpg.de/Berlin-Declaration>, acedido em 22 de Julho de 2017

PARLAMENTOEUROPEU
http://www.europarl.europa.eu/atyourservice/pt/displayFtu.html?ftuId=FTU_5.3.7.html, acedido em 22 de Julho de 2017.

PEAP (2012). Plano Estratégico para a Aquicultura Portuguesa 2012 DGRM- Direção-geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos. Despacho n.º 14449/2012, de 8 de novembro, que divulga o POEM – Plano de Ordenamento do Espaço Marítimo, desenvolvido no âmbito do despacho n.º 32277/2008, de 18 de dezembro (*peap*, 2012)

PEAP (2014). Plano estratégico para a aquicultura portuguesa 2014 – 2020 governo de Portugal. Ministério da agricultura e do mar – direcção geral dos recursos naturais, segurança e serviços marítimos. (peap, 2014)

Philippart CJM, Anado'n R, Danovaro R, Dippner JW, Drinkwater KF, Hawkins SJ, Oguz T, O'Sullivan G, Reid PC (2011) Impacts of climate change on European marine ecosystems: observations, expectations and indicators. *J Exp Mar Biol Ecol* 400:52–69

Pickard, G.L., e S. Pond. (1978). *Introductory dynamic oceanography*, 2nd ed. Pergamon.

Pillay, T.V.R. (2001). Aquaculture development: from Kyoto 1976 to Bangkok 2000, Keynote Address I.- FAO Technical Proceedings of the Conference on Aquaculture in the Third Millennium, Bangkok, Thailand, 20-25 February 2000. pp. 129-135. NACA, Bangkok and FAO, Rome.
<http://www.fao.org/docrep/003/ab412e/ab412e07.htm>, acedido em 22 de Julho de 2017.

Platt, T., Sathyendranath, S., Edwards, A.M., Broomhead, D.S. and Ulloa, O. (2003a). Nitrate supply and demand in the mixed layer of the ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 254: 3-9.

Quéré, C. L., Harrison, S. P., Colin Prentice, I., Buitenhuis, E. T., Aumont, O., Bopp, L., Claustre, H., Cotrim Da Cunha, L., Geider, R., Giraud, X., Klaas, C., Kohfeld, K. E., Legendre, L., Manizza, M., Platt, T., Rivkin, R. B., Sathyendranath, S., Uitz, J., Watson, A. J. and Wolf-Gladrow, D. (2005), Ecosystem dynamics based on plankton functional types for global ocean biogeochemistry models. *Global Change Biology*, 11: 2016–2040. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.1004.x

Rabanal, Herminio R. (1988). History of aquaculture. FAO. Lecture contributed to the FAO/UNDP Network of Aquaculture Centers in Asia (NACA) Training Programme for Senior Aquaculturists, SEAFDEC, Tigbauan, Iloilo, Philippines, 24 March 1988

Raitsos, D. E. ;Lavender, S. J. ;Maravelias C. D. and Haralabous, J.; Richardson ;A. J. ;Reid, P.C. (2008) Identifying four phytoplankton functional types from space: An ecological approach - *Limnol. Oceanogr.*, 53(2), 2008, 605–613E 2008, by the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Ramos, A. M. ;Pires, A. C. ;Sousa, P. M. ;Trigo, R. M.. (2013).The use of circulation weather types to predict upwelling activity along the western Iberian Peninsula coast *ELSEVIER Continental Shelf Research* 69 (2013) 38–51

Regulation (EC) no. 853/2004 of the European Parliament and of the Council of 29 April 2004. *Off. J. Eur. Commun.* 2004, L139, 55–205.

Sathyendranath, S., Gouveia, A.D., Shetye, S.R., Ravindran, P. and Platt, T. (1991). Biological control of surface temperature in the Arabian Sea. *Nature*, 349: 54-56.

Sathyendranath, S., Watts, L., Devred, E., Platt, T., Caverhill, C., & Maass, H. (2004). Discrimination of diatoms from other phytoplankton using ocean-colour data. *Marine ecology progress series*, 272, 59-68.

Scholin, C. A., & Anderson, D. M. (1993). Population analysis of toxic and nontoxic *Alexandrium* species using ribosomal RNA signature sequences. *DEV. MAR. BIOL.* 1993.

Sieburth, J. McN. ;Smetacek, V. ;Lenz, J. (1978). Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions 1. *Limnology and Oceanography*, vol 23-6, 1256-1263. 1978. doi:10.4319/lo.1978.23.6.1256

Smayda, T. J.,(1997).Harmful algal blooms: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnol. Oceanogr.*42(5, part2), 1997, 1137-1153

TICOR – Monitoring Plan for Portuguese Coastal Waters. Water Quality and Ecology. 2005. INAG-IMAR, Editor: J.G.Ferreira, ISBN: 972-9412-73-1

Vale, P. (2011) Biotoxinas emergentes em águas europeias e novos riscos para a saúde pública *Rev Port Saúde Pública.* 2011; *ELSEVIER* 29(1):77-87 Instituto Nacional de Recursos Biológicos, I.P. – Instituto de Investigação das Pescas e do Mar, Lisboa, Portugal
http://www.fmv.ulisboa.pt/spcv/edicao/3_2004/549_03_18.htm, acedido em 22 Julho 2017

Valiela, I. *Marine Ecological Processes XVI*, (2015) 698. Springer-Verlag New York Doi: 10.1007/978-0-387-79070-1.

Verity, P. G., & Smetacek, V. (1996). Organism life cycles, predation, and the structure of marine pelagic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 277-293.

World Resources Institute (1992). *A Report by The World Resources Institute in collaboration with The United Nations Environment Programme and The United Nations Development Programme*, New York. Oxford University Press 1992. World Resources Institute, 1709 New York Ave., NW, Washington, DC, 20006.

Wu, Z.; Yu, Z.; Song, X. ; Yuan, Y.; Cao, X.; Liang, Y. (2013). The spatial and temporal characteristics of harmful algal blooms in the southwest Bohai sea. *2013 ELSEVIER Continental Shelf Research* 59(2013)10–17. www.elsevier.com/locate/csr

Zingone A, Enevoldsen HO.(2000). The diversity of harmful algal blooms: a challenge for science and management. *Ocean Coast Manage* 43: 725-74